



Suivi et modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur bassin versant

Talita Silva

► To cite this version:

Talita Silva. Suivi et modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur bassin versant. Sciences de la Terre. Université Paris-Est, 2014. Français. NNT : 2014PEST1046 . tel-01079000

HAL Id: tel-01079000

<https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01079000>

Submitted on 30 Oct 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse présentée pour obtenir le grade de

Docteur de l'Université Paris-Est

Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

et de l'Universidade Federal de Minas Gerais

Spécialité : Assainissement, Environnement et Ressources Hydriques

par

Talita Fernanda das Graças Silva

Ecole Doctorale SCIENCES, INGENIERIE ET ENVIRONNEMENT - Université Paris-Est

Programa de Pós-graduação em SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS -
UFMG

***Suivi et modélisation de la dynamique des
cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur
bassin versant***

Thèse soutenue le 24 janvier 2014 devant le jury composé de :

Jean-François Humbert

Rapporteur

Oscar De Moraes Cordeiro Netto

Rapporteur

Sylvie Barraud

Examinatrice/Présidente

André Luiz Lopes Da Silveira

Examineur

Bruno Tassin

Directeur de thèse

Nilo De Oliveira Nascimento

Directeur de thèse

Brigitte Vinçon-Leite

CoDirectrice de thèse

*Suivi et modélisation de la dynamique des
cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur
bassin versant*

Talita Fernanda das Graças Silva

Talita Fernanda das Graças Silva

***Suivi et modélisation de la dynamique des
cyanobactéries dans les lacs urbains au sein de leur
bassin versant***

Thèse présentée au Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos de l'Universidade Federal de Minas Gerais et à l'Ecole Doctorale Sciences, Ingénierie et Environnement de l'Université Paris-Est, comme exigence partielle à l'obtention du Doctorat en Assainissement, Environnement et Ressources Hydriques (UFMG) et Sciences et Techniques de l'Environnement (UPE).

Domaine de spécialisation: Ressources Hydriques

Thème de recherche: Systèmes de Ressources Hydriques

Directeurs de thèse: Nilo Oliveira Nascimento et Bruno Tassin

Co-encadrants: Eduardo Von Sperling et Brigitte Vinçon-Leite

Champs-sur-Marne

Ecole des Ponts ParisTech - UPE

Escola de Engenharia da UFMG

2014

REMERCIEMENTS

A DEUS que permitiu que esse sonho se tornasse realidade.

À minha mãe Graça, pelo amor e apoio incondicionais. Às minhas irmãs, Bárbara e Bruna, pelas conversas animadas, momentos de distração, pela compreensão e por terem me socorrido várias vezes! Ao Daniel, por estar sempre presente, pela sua ajuda nos momentos necessários, pelo seu incentivo e pela sua compreensão, principalmente na reta final.

À minha orientadora Brigitte, por ter apostado em mim. Meu muito obrigada por ter confiado em mim desde sempre! Merci aussi pour m'avoir transmis vos connaissances limnologiques, pour les discussions, le soutien, les mots d'encouragement, pour m'avoir conduit dans cette thèse et pour toutes les soirées, weekends et vacances que vous avez passés à corriger mes papiers, résumés, rapports...

A mes directeurs de thèse, Bruno Tassin et Nilo Nascimento qui malgré les agendas remplis ont toujours trouvé un petit moment pour moi et qui ont tout fait pour rendre possible cette recherche.

Aux membres du jury, qui ont consacré leurs temps (pendant leurs vacances de Noël et d'été) à la lecture et à l'analyse de ce manuscrit et qui ont beaucoup contribué à cette recherche avec leurs commentaires et suggestions.

A Bruno Lemaire et Eduardo Von Sperling, pour leur soutien, leurs mots de sympathie et leurs excellentes suggestions !

Aos professores do ICB, Alessandra Giani e Cleber Figueredo, pelo apoio e pela disponibilidade em contribuir para essa pesquisa.

À Guido Petrucci qui m'a guidé dans les chemins tortueux de la modélisation hydrologique. A Brenner Rodrigues, a quem devo meus primeiros passos no universo dos SIG.

A todos os professores do departamento de Recursos Hídricos e Engenharia Hidráulica, pelos conhecimentos transmitidos dentro e fora da sala de aula, pelo apoio, pela torcida.

A tout le personnel du LEESU qui m'ont accueilli pendant ces quatres dernières années.

À Jussara, Iara et Ingrid au Brésil, et Catherine, Annick, Marie-Claude et Cécile Blanchemanche en France, que j'ai dérangées maintes fois et qui m'ont toujours aidé dans les démarches pas toujours évidentes de ce doctorat en cotutelle!

Aos bolsistas do projeto MAPLU 2, Daniel Zuim, Kláudia Silva, Rodrigo Toscano, Valquíria Viana e Priscila Viana, sem vocês essa tese não seria possível!

A Philippe Dubois, pour son aide même lointaine !

Aos meus colegas de pesquisa no Brasil, Livia, Elis, Andrès, Mila, Ana, Marcos e Hidelano, pelos almoços, pelos lanchinhos e pelo apoio mútuo.

A mes amis doctorants au LEESU pour le partage de tous les jours et pour les nombreuses tasses de thé accompagnées d'un petit gâteau.

Às minhas grandes amigas Sarah no Brasil e Emna na França. O que seria das nossas pesquisas sem nossa troca de ideias sobre o dia-a-dia e o mundo científico?

Ao Hamilton e ao Marcelinho, por todas as visitas na lagoa da Pampulha.

Ao Weber Coutinho, à Sônia Knauer, ao Wagner Guadagnin da Secretaria de Meio Ambiente da Prefeitura de Belo Horizonte e à Ilda Carvalho da SUDECAP que foram muito gentis em me ajudar na obtenção dos dados necessários a essa pesquisa.

À FINEP, à CAPES et à Ecole des Ponts Paris Tech pelo financiamento dessa pesquisa e dessa pesquisadora mirim.

RESUME

Les lacs urbains, souvent artificiels, sont complètement intégrés dans le tissu urbain et exercent des fonctions variées, très importantes pour le fonctionnement durable des villes. Ces écosystèmes sont fortement affectés par les activités anthropiques, par l'urbanisation accompagnée du changement de l'occupation du sol et de l'imperméabilisation du bassin versant, à l'origine d'un ruissellement plus important et plus chargé en polluants. En raison de ces pressions anthropiques, de nombreux plans d'eau dans le monde souffrent d'eutrophisation et sont fréquemment touchés par des proliférations de cyanobactéries, dont certaines espèces sont potentiellement toxiques. L'objectif de cette thèse est de contribuer à une meilleure compréhension des facteurs impliqués dans la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains. Notre recherche a été menée sur deux sites d'études : le lac d'Enghien en France et le lac de Pampulha au Brésil.

Dans le site d'étude français, nous avons bénéficié de nouvelles technologies de suivi du phytoplancton pour modéliser la dynamique des cyanobactéries à courte échelle de temps. Dans le lac brésilien, notre site d'étude principal, la modélisation de la dynamique des cyanobactéries a été réalisée, en prenant en considération l'insertion du lac dans son bassin versant grâce à une modélisation intégrée : le modèle du lac destiné à la simulation des cyanobactéries est couplé à un modèle hydrologique qui simule les débits et la qualité de l'eau des affluents entrant dans le lac. La modélisation s'est basée sur des mesures de terrain recueillies durant un suivi de 21 mois. La performance d'une sonde spectrofluorométrique dans l'estimation de la biomasse phytoplanctonique dans ce lac hypereutrophe a été évaluée. Sur ce site d'étude, nos résultats ont montré que :

- La sonde spectrofluorométrique sous-estime la biomasse cyanobactérienne quand (i) des cyanobactéries de l'ordre *Oscillatoriales* sont présentes car elles ont une fluorescence moindre par unité de chl-a, (ii) des cyanobactéries coloniales représentent plus de 20% de la biomasse cyanobactérienne et (iii) la chlorophylle total spectrofluorométrique est au-dessus de 100 µg chl-a.L-1.
- Le modèle hydrologique montre une bonne performance pour la simulation du débit (coefficient de Nash entre 0.70 et 0.88 pour le calage et 0.72 et 0.78 pour la validation) et des résultats moyennement satisfaisants pour la simulation des polluants. Le modèle du lac, développé par étapes, présente une bonne capacité

explicative de la dynamique des cyanobactéries dans sa version la plus complète (NMAE = 0.26 pour le calage et 0.55 pour la validation).

- Les apports par temps de pluie sont une source importante de matières en suspension, phosphate et nitrates pour le lac de Pampulha. L'ammonium provient surtout des eaux usées rejetées dans les cours d'eau. Les épisodes pluvieux sont responsables des brassages de la colonne d'eau qui perturbent la croissance algale durant la saison humide.
- Les cyanobactéries dans le lac de Pampulha sont limitées par le phosphore pendant la majeure partie de notre suivi. Les épisodes de mélange du lac ont un effet important sur la disponibilité des nutriments dans les couches superficielles.

Le travail mené sur le lac de Pampulha a permis de progresser sur le couplage entre les aspects quantitatifs et qualitatifs du cycle de l'eau en milieu urbain et a fourni un outil qui peut être utilisé dans la simulation des scénarios de changement du bassin versant et leur impact sur le lac. La méthodologie développée dans cette thèse peut être appliquée ailleurs, en profitant des connaissances déjà acquises sur le lac de Pampulha.

ABSTRACT

Urban lakes, often artificial, are fully integrated into the urban environment and perform several roles that are important for the sustainable functioning of cities. These ecosystems are strongly affected by human activities such as urbanization, land use changes and surface imperviousness which raise runoff in volume and speed, causing greater carrying capacity and greater pollutant load to aquatic receptors. Because of these anthropogenic activities, many lakes in the world are eutrophic and frequently affected by cyanobacterial blooms, some species of which are potentially toxic. The objective of this thesis is to contribute to a better understanding of the factors involved in the dynamics of cyanobacteria in urban lakes. Our research was conducted on two study sites: Lake Enghien in France and Lake Pampulha in Brazil.

In the French study site, we benefited from new technologies for monitoring phytoplankton to model the dynamics of cyanobacteria in short-term scale. In the Brazilian lake, our main study site, the modelling of the cyanobacteria dynamics was carried out taking into account the inclusion of the lake in its catchment through and integrated modelling: the model used to simulate lake cyanobacteria is coupled to a hydrological model for simulating the runoff quantity and the quality, which is inputted into the lake. Both models were calibrated and validated using measures collected during a 21-month monitoring program. The performance of a spectrofluorometric probe in estimating phytoplankton biomass in this hypertrophic lake was evaluated. On this study site, our results showed that:

- The spectrofluorometric probe underestimates the cyanobacterial biomass when (i) *Oscillatoria* cyanobacteria are present because they have a lower fluorescence per unit of chl-a, (ii) colonial cyanobacteria represent more than 20% of the cyanobacterial biomass and (iii) spectrofluorometric total chlorophyll is above 100 $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$.
- The hydrological model showed a good performance for runoff simulation (Nash coefficient is between 0.70 and 0.88 in calibration and 0.72 and 0.78 in validation) and moderately satisfactory results for pollutants simulation. The lake model, developed in steps, showed good predictive ability of the cyanobacteria dynamics in its most complete version, NMAE = 0.26 (calibration) and 0.55(validation).
- Runoff is a major source for suspended solids, phosphate and nitrate influxes into Lake Pampulha. Ammonium comes mainly from wastewater discharged into

tributaries. Rainfall events are responsible for the mixing of the water column and disrupting algal growth during the wet season.

- Cyanobacteria in Lake Pampulha were limited by phosphorus during most of our monitoring. Mixing episodes of the lake water column have different effects on the availability of nutrients in the surface layers.

The research carried out in Lake Pampulha allows us to progress on the coupling between the quantitative and qualitative aspects of the water cycle in urban areas and provides a tool that can be used in the simulation of scenarios of the catchment changes and their impact on the lake. The methodology developed in this thesis can be applied elsewhere, taking advantage of existing knowledge on Lake Pampulha.

RESUMO

Os lagos naturais ou artificiais, situados em centros urbanos, desempenham funções variadas e muito importantes para o funcionamento sustentável das cidades. Nas últimas décadas, os ecossistemas lênticos urbanos têm sido seriamente afetados pelas atividades antrópicas desenvolvidas em suas bacias de drenagem. Em regiões urbanizadas, as mudanças no modo de ocupação do solo e a impermeabilização de superfícies são responsáveis pelo aumento do volume e da carga poluidora do escoamento superficial. Em razão dessa pressão antrópica, vários lagos em todo o mundo encontram-se eutrofizados e sofrem com constantes proliferações de cianobactérias, incluindo espécies potencialmente tóxicas ao homem. O objetivo principal dessa tese é contribuir para uma melhor compreensão dos mecanismos envolvidos na dinâmica das cianobactérias em lagos urbanos. O trabalho de pesquisa dividiu-se entre dois locais de estudo: o lago Enghien na França e a lagoa da Pampulha no Brasil.

No lago francês, buscou-se tirar proveito de novas tecnologias empregadas no monitoramento do fitoplâncton para modelar a dinâmica das cianobactérias em curto intervalo de tempo. No Brasil, local de estudo principal, a modelagem da dinâmica das cianobactérias foi realizada considerando-se a inserção do lago em sua bacia hidrográfica graças a uma modelagem integrada: o modelo do lago utilizado para a simulação das cianobactérias foi acoplado ao modelo hidrológico capaz de simular as vazões escoadas pelos afluentes do lago, assim como a qualidade de suas águas. A modelagem baseou-se em dados obtidos *in situ* durante 21 meses de monitoramento. O desempenho de uma sonda espectrofluorimétrica para estimação da biomassa fitoplanctônica nesse lago hipereutrófico também foi avaliado. Na lagoa da Pampulha os resultados obtidos mostraram que:

- A sonda espectrofluorimétrica subestima a biomassa das cianobactérias quando (i) espécies da ordem *Oscillatoriales* estão presentes, uma vez que elas apresentam menor fluorescência por unidade de clorofila *a*, (ii) espécies coloniais representam mais de 20% da biomassa de cianobactérias e (iii) a clorofila *a* total medida pela sonda espectrofluorimétrica ultrapassa o valor de 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$.
- O modelo hidrológico apresentou bom desempenho na simulação das vazões (coeficiente de Nash entre 0.70 e 0.88 na calibração e 0.72 e 0.78 na validação) e resultados pouco satisfatórios na simulação dos nutrientes. O modelo do lago, acoplado em etapas com o modelo hidrológico, mostrou uma boa capacidade

explicativa da dinâmica das cianobactérias em sua versão mais completa (NMAE = 0.26 na calibração e NMAE = 0.55 na validação).

- Durante o período chuvoso, o escoamento superficial é uma fonte importante de sólidos em suspensão, fósforo e nitratos para a lagoa da Pampulha. A amônia é proveniente principalmente do esgoto lançado clandestinamente nos córregos afluentes. Episódios chuvosos podem promover a mistura da coluna d'água e perturbar o crescimento das cianobactérias na lagoa.
- De acordo com o modelo do lago, o crescimento das cianobactérias na lagoa da Pampulha foi limitado pelo fósforo durante a maior parte do período de monitoramento. Os episódios de desestratificação da lagoa possuem um efeito importante sobre a disponibilidade de nutrientes nas camadas superficiais.

O trabalho realizado na lagoa da Pampulha possibilitou um avanço no estudo integrado de aspectos quantitativos e qualitativos do ciclo hidrológico em meio urbano e forneceu uma ferramenta que pode ser utilizada na simulação de cenários que representem mudanças na bacia hidrográfica e seus respectivos impactos sobre a lagoa. A metodologia desenvolvida nessa tese pode ser aplicada em outros ambientes lacustres, aproveitando-se dos conhecimentos já adquiridos sobre a lagoa da Pampulha.

TABLE DE MATIERES

PARTIE I – INTRODUCTION	1
1. Contexte général et problématique.....	1
1.1. Cadre de la thèse	4
1.2. Présentation des objectifs et organisation du manuscrit	4
2. Les effets de l’urbanisation sur le cycle hydrologique.....	6
2.1. Dans le bassin versant	6
2.2. Dans les lacs urbains	10
3. Les sites d’étude	14
3.1. Le lac d’Enghien	14
3.1.1. Localisation	14
3.1.2. Hydrographie et réseau d’assainissement.....	16
3.1.3. Le bassin versant	17
3.1.4. Suivi du lac	18
3.2. Le lac de Pampulha	23
3.2.1. Localisation	23
3.2.2. Bref historique	23
3.2.3. Contexte hydrographique, géologique et climatique.....	26
3.2.4. Le bassin versant	28
3.2.5. Qualité des eaux du lac	28
3.2.6. Suivi du lac	29
3.2.6.1. Données météorologiques.....	29
3.2.6.2. Mesures <i>in situ</i> de la fluorescence algale.....	30
3.2.6.3. Campagnes entre décembre 2011 et juin 2013	31
3.2.7. Suivi du bassin versant	32
3.2.7.1. Suivi en continu	35
3.2.7.2. Campagnes ponctuelles sur les affluents	35

3.2.7.3. Suivi des évènements pluvieux	37
Conclusions de la Partie I	41
PARTIE II : LES CYANOBACTERIES DANS LES ECOSYSTEMES LENTIQUES .	42
4. Suivi des cyanobacteries dans les lacs	42
4.1. Le phytoplancton et la qualité de l'eau dans les lacs	42
4.2. Les cyanobactéries	45
4.2.1. <i>Planktothrix agardhii</i>	49
4.2.2. <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	52
4.3. Surveillance des écosystèmes lentiques	53
4.3.1. La télédétection aéroportée	54
4.3.2. Les stations autonomes <i>in situ</i>	56
4.4. Quantification de la biomasse phytoplanctonique	58
4.4.1. Spectrofluorométrie <i>in situ</i> et <i>in vivo</i>	61
5. Biomasse phytoplanctonique <i>in situ</i> dans le lac de Pampulha	66
5.1. Méthodologie	66
5.1.1. Quantification de la chl-a et du biovolume phytoplanctonique	66
5.1.2. Test de dilution	67
5.1.3. Détermination des <i>fingerprints</i> du phytoplancton à Pampulha	67
5.1.4. Analyse statistique des données obtenues	69
5.2. Résultats	69
5.2.1. Considérations générales	69
5.2.2. Linéarité de la réponse de la FP	70
5.2.3. Evaluation de la biomasse phytoplanctonique et cyanobactérienne	70
5.2.4. <i>Fingerprint</i> des cyanobactéries du lac de Pampulha	76
5.3. Discussion	78
5.3.1. Réponse linéaire	78
5.3.2. Sous-estimation de la FP	79

5.3.3.	<i>Fingerprints</i> des cyanobactéries du lac de Pampulha	80
5.3.4.	Estimation de la biomasse phytoplanctonique par la FP	80
5.4.	Conclusions.....	81
6.	Modélisation de la dynamique cyanobactérienne dans les écosystèmes lenticques	83
6.1.	Concepts de base en limnologie.....	83
6.1.1.	Processus physiques dans les systèmes lenticques.....	83
6.1.2.	Cycle des nutriments	86
6.1.3.	La dynamique cyanobactérienne	89
6.2.	Modélisation des écosystèmes lenticques.....	90
6.3.	Modélisation déterministe des cyanobactéries.....	93
6.4.	Le choix du modèle de simulation de la dynamique cyanobactérienne.....	97
6.4.1.	Description du modèle hydrodynamique.....	98
6.4.2.	Description du modèle écologique	104
6.5.	Modélisation de la dynamique cyanobactérienne dans le lac d'Enghien (France) 113	
6.5.1.	Données	114
6.5.2.	Configuration du modèle pour le lac d'Enghien	115
6.5.3.	Calage du modèle	116
6.5.4.	Résultats.....	117
6.5.5.	Discussion.....	119
6.5.6.	Conclusions et perspectives.....	123
	Conclusions de la Partie II	125
PARTIE III: APPROCHE INTEGREE - LE LAC URBAIN ET SON BASSIN VERSANT.....		126
7.	Modélisation de la qualité de l'eau du ruissellement urbain	126
7.1.	La pollution due au ruissellement urbain	126
7.1.1.	Les sources et mécanismes de pollution du ruissellement urbain	127
7.2.	Le mode d'occupation du sol et la pollution du ruissellement urbain	129

7.3.	Modélisation de la qualité des eaux du ruissellement urbain.....	131
7.3.1.	Modèles statiques	131
7.3.2.	Modèles de régression	132
7.3.3.	Modèles stochastiques	133
7.4.	Modèles de calcul des flux polluants	134
7.4.1.	Accumulation des polluants sur les surfaces	137
7.4.2.	Lessivage des surfaces.....	138
7.4.3.	Transport et transformation des polluants dans les réseaux	139
7.4.4.	Calage des modèles déterministes complexes	140
7.5.	Modélisation du ruissellement dans le bassin versant Pampulha	143
7.5.1.	Le modèle hydrologique adopté	143
7.5.2.	La préparation des données pour utilisation dans le modèle	145
7.5.3.	Calage et validation du modèle	148
7.5.1.	Le ruissellement superficiel simulé	152
7.5.2.	Considérations sur la qualité de l'eau du ruissellement sur le bassin versant Pampulha.....	160
7.5.3.	La qualité de l'eau du ruissellement simulée.....	163
7.5.4.	Apport journalier par temps sec dans le lac.....	169
7.5.5.	Conclusions sur la modélisation du ruissellement superficiel à Pampulha..	170
8.	Modélisation couplée : modèle hydrologique et modèle du lac.....	171
8.1.	La modélisation couplée	171
8.2.	Modélisation préliminaire de la dynamique cyanobactérienne dans le lac de Pampulha.....	174
8.3.	Modélisation couplée dans le lac de Pampulha – débit	176
8.3.1.	Mise au point du modèle du lac.....	176
8.3.2.	Le calage du modèle du lac	177
8.3.3.	Résultats.....	177
8.3.4.	Performance du modèle	181

8.3.5. La dynamique phytoplanctonique dans le lac de Pampulha.....	181
8.3.6. Bilan sur la modélisation couplée.....	183
8.4. Modélisation couplée du lac de Pampulha et de son bassin versant.....	184
8.4.1. Préparation des données et calage du modèle	184
8.4.2. Performance du modèle	186
8.4.1. Conclusions et perspectives pour la modélisation du lac de Pampulha	192
8.5. Conclusions de la Partie III.....	193
Synthèse et perspectives	194
References	200
Annexes	217
Annexe 1 : Bouée Proliphyc - détail technique.....	218
Annexe 2 : Variables et paramètres du modèle DYRESM – CAEDYM.....	220
Annexe 3 : Pollutogrammes observés et simulés lors de l’essai de calage n° 1 pour le bassin Pampulha.....	227
Annexe 4 : Résultats de l’essai de calage n° 2 pour la modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha.....	231
Annexe 5 : Résultats de l’essai de calage n° 3 pour la modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha.....	236
Annexe 6 : Flux apportée dans le lac de Pampulha selon les résultats du modèle hydrologique.....	241
Annexe 7 : Flux des nutriments dans le modèle du lac (simulation S2)	245
Annexe 8 : Simulation S1.....	246
Annexe 9: Concentrations en nutriments mesurées sur le lac de Pampulha	248
Annexe 10: Resumo expandido em português	249

LISTE DE FIGURES

Figure 2.1 : Cycle de l'eau dans les villes. Adapté de Valiron et Tabuchi (1992).....	7
Figure 3.1 : Localisation et bathymétrie (SIARE, 2002) du lac d'Enghien	15
Figure 3.2 : Mode d'occupation du sol dans les communes qui composent le bassin versant du lac d'Enghien (IAURIF, 2008).....	19
Figure 3.3 : Schéma de mouillage de la bouée Proliphyc Petit Lac (Quiblier <i>et al.</i> , 2009).....	20
Figure 3.4: Données météorologiques mesurées par la bouée Proliphyc lors de l'été (a, b, c) et de l'automne 2009 (d, e, f) tous les 30 minutes. Rayonnement solaire – SW (a, d); Température de l'air – T (b, e) et; Vitesse du vent au-dessus du lac - U_{10} (c, f).....	21
Figure 3.5: Concentrations en chl-a des différents groupes phytoplanctoniques dans le lac d'Enghien en 2009	21
Figure 3.6 : Localisation du lac Pampulha. Affluents: (1) Olhos d'água ; (2) AABB ; (3) Bráunas ; (4) Água Funda ; (5) Sarandi ; (6) Ressaca; (7) Tijuco et (8) Mergulhão.	25
Figure 3.7: Points d'échantillonnage sur le lac Pampulha ; sites échantillonnés lors du suivi bimensuel du bassin versant du lac Pampulha ; stations de mesures de la PBH ; localisation de l'échantillonneur automatique	33
Figure 5.1 : Souches cultivées pour la détermination des <i>fingerprints</i> . De gauche à droite : <i>Arthrospira sp.</i> , <i>C. raciborskii</i> (réservoir Volta Grande), <i>C. raciborskii</i> (Pampulha), <i>M. viridis</i>	68
Figure 5.2 : Distribution taxonomique du phytoplancton et des cyanobactéries dans le lac de Pampulha sous la surface au point P2	71
Figure 5.3 : Distribution taxonomique du phytoplancton et des cyanobactéries dans le lac de Pampulha sous la surface au point P2 a – Mesures de la FP avec les <i>fingerprints</i> par défaut b - Mesures de la FP avec <i>le fingerprint</i> adapté aux cyanobactéries du lac de Pampulha appliqué aux mesures de l'année 2012.	72
Figure 5.4 : Résultats des tests de dilution du 23 août et 6 septembre de 2012	73
Figure 5.5 : Biovolume du phytoplancton et dominance cyanobactérienne en fonction du facteur de sous-estimation	74
Figure 5.6 : Mesures de la FP, mesures spectrophotométriques et biovolume du phytoplancton au lac de Pampulha. La droite sur (a) représente la droite 1:1.	75
Figure 5.7 : a - <i>Fingerprint</i> des cyanobactéries : par défaut dans le logiciel de la sonde FP et défini à partir des espèces cyanobactériennes du lac de Pampulha. b – Fluorescence relative par cellule obtenue expérimentalement.....	77

Figure 5.8 : <i>Norm spectra</i> construits pour les cyanobactéries au lac de Pampulha. Les lignes pointillées représentent la valeur moyenne du <i>norm spectra</i> \pm son écart type. ¹ <i>C. raciborskii</i> du lac de Pampulha ; ² <i>C. raciborskii</i> du réservoir Volta Grande.	78
Figure 6.1 : Flux de chaleur dans un plan d'eau. Q_{sw} : rayonnement solaire direct ; Q_{atm} : rayonnement atmosphérique ; Q_w : rayonnement réfléchi par la surface du plan d'eau ; Q_{lat} : chaleur latente ; Q_{sens} : chaleur sensible.	85
Figure 6.2 : Représentation schématique des processus impliqués dans la dynamique cyanobactérienne (adapté de Hipsey <i>et al.</i> , 2011).	90
Figure 6.3 : Evolution de la modélisation des écosystèmes lacustres depuis leur création dans les années 1960.	92
Figure 6.4 : Schéma de modélisation de DYRESM.	99
Figure 6.5 : Couplage entre les modèles DYRESM et CAEDYM.	104
Figure 6.6 : Données météorologiques obtenues par la bouée instrumentée du lac d'Enghien pendant l'été 2009. a – Température de l'air ; b – rayonnement solaire ; c – vitesse du vent à 10 m en dessus du lac ; d – pluviométrie journalière.	114
Figure 6.7 : Température de l'eau mesurée par la bouée (en rouge) et simulée par le modèle (en bleu).	119
Figure 6.8 : Biomasse de cyanobactéries mesurée par la bouée (en rouges) et simulée par le modèle (en bleu).	119
Figure 7.1 : Effets des variations des paramètres (a) F_{accu} et $disp$ sur la masse accumulée des polluants et (b) w et $washpo$ sur la masse lessivée des polluants.	139
Figure 7.2 : a – Courbe de tarage de la station SAR18F avant (en rouge) et après l'application (en bleu) de l'équation proposée par Bertrand-Krajewski (2000). b – Débits calculés avec le coefficient de rugosité corrigé et non corrigé entre novembre 2012 et janvier 2013.	146
Figure 7.3 : Modes d'occupation du sol définis pour les sous-bassins versant Ressaca et Sarandi.	149
Figure 7.4 : Schéma d'intégration entre Matlab et SWMM pour le calage de ce dernier (Petrucci, 2012).	150
Figure 7.5 : Hydrogramme observé et simulé du ruissellement superficiel sur les sous-bassins Ressaca e Sarandi.	154
Figure 7.6 : Débits observés et débits simulés dans le sous-bassin Ressaca (a) et Sarandi (b).	155
Figure 7.7 : Ecart entre les débits observés et simulés dans le sous-bassin Ressaca (a et c) e Sarandi (b et d).	156

Figure 7.8 : Hydrogrammes avec des écarts importants entre les débits observés et simulés dans le sous-bassin Ressaca (a et c) e Sarandi (b et d).....	156
Figure 7.9 : Débits simulés par 10 modèles « alternatifs » dans le sous-bassin Ressaca. Les lignes rouges représentent les débits moyens obtenus par ces modèles $\pm 15\%$	159
Figure 7.10 : Débits simulés par 10 modèles « alternatifs » dans le sous-bassin Sarandi. Les lignes rouges représentent les débits moyens obtenus par ces modèles $\pm 5\%$	159
Figure 7.11 : Modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha. Calage n° 1. Les points rouges représentent les couples concentration observée-simulée. La ligne bleue pointillée est la droite 1:1.	164
Figure 7.12 : Modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha. Calage n° 3. Les points rouges représentent les couples concentration observée-simulée. La ligne bleue pointillée est la droite 1:1.	166
Figure 7.13 : Pollutogrammes observés et simulés pour le P_{total} , MES, NH_4 et NO_3 (calage n°3).	168
Figure 8.1 : Schéma de l'approche de modélisation intégrée proposée pour le lac de Pampulha : simulation de la quantité et qualité du ruissellement urbain couplée à la simulation de la dynamique thermique et biologique du lac.....	173
Figure 8.2 : Température de l'eau dans le lac Pampulha - résultats de DYCD (en bleu) comparés aux mesures sur le terrain (en rouge) à 50 cm de profondeur en 2008, 2009 et 2010.	175
Figure 8.3 : Biomasse cyanobactérienne dans le lac Pampulha - résultats de DYCD (en bleu) comparés aux mesures sur le terrain (en rouge) représentatives de la couche euphotique en 2008, 2009 et 2010. Les barres d'erreur sont pour indiquer les incertitudes liées aux mesures.	175
Figure 8.4 : Résultats du modèle du lac Simulation S0 (ligne bleu) et les mesures obtenues sur le terrain (points noir) pour la biomasse phytoplanctonique à 0.50 m de profondeur. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre les réplicats de l'analyse spectrophotométrique. Période de calage.	178
Figure 8.5 : Résultats du modèle du lac Simulation S0 (ligne bleu) et les mesures obtenues sur le terrain (points noir) pour la biomasse phytoplanctonique à 0.50 m de profondeur. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre les réplicats de l'analyse spectrophotométrique. Période de validation.	180

Figure 8.6 : Résultats du modèle du lac Simulation S0 (ligne bleu) et mesures obtenues sur le terrain (points rouges) pour la biomasse phytoplanctonique à plusieurs profondeurs au point P2.....	180
Figure 8.7 : Régression linéaire entre les mesures de la sonde Fluoroprobe ($< 100 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$) et les mesures spectrophotométriques	185
Figure 8.8 : Régression linéaire entre les mesures de la sonde AlgaeTorch et les mesures spectrophotométriques	185
Figure 8.9 : Résultats de la simulation S0 (en bleu) et S2 (en rouge) et les mesures obtenues sur le terrain (points noirs) pour la biomasse phytoplanctonique à 0.50 m de profondeur. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre les réplicats de l'analyse spectrophotométrique. Période de calage.....	188
Figure 8.10 : Résultats de la simulation S0 (en bleu) et S2 (en rouge) et les mesures obtenues sur le terrain (points noirs) pour la biomasse phytoplanctonique à 0.50 m de profondeur. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre les réplicats de l'analyse spectrophotométrique. Période de validation	188
Figure 8.11 : Résultats du modèle du lac (ligne bleu) et mesures obtenues sur le terrain (points rouges) pour la biomasse phytoplanctonique à plusieurs profondeurs (Simulation S2). En gris, mesures corrigées de la sonde AlgaeTorch (intervalle de confiance : $\pm 95\%$).....	189
Figure 8.12 : Profils verticaux de concentrations en ammonium simulées (ligne bleue) et observées (points rouges). Simulation S2.	190
Figure 8.13 : Profils verticaux des concentrations en phosphate simulées (ligne bleue) et observées (points rouges). Simulation S2.	191
Figure 8.14 : Profils verticaux des concentrations en nitrate simulées (ligne bleue) et observées (points rouges). Simulation S2.	191
Figure 8.15 : Schéma du suivi et de la modélisation intégrée appliquée au lac de Pampulha et son bassin versant.....	193

LISTE DE TABLEAUX

Tableau 3.1 - Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du lac d'Enghien.	17
Tableau 3.2 : Mesures du suivi du lac d'Enghien entre novembre 2008 et décembre 2009	22
Tableau 3.3 : Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du lac de Pampulha.....	24
Tableau 3.4 : Performance de l'ETAF Ressaca – Sarandi (adapté de Coutinho 2007)	27
Tableau 3.5 : Nitrate, ammonium et phosphore total (moyenne annuelle \pm écart type) au lac de Pampulha à 0.5 m de profondeur, au point P1 (voir Figure 3.7).....	30
Tableau 3.6 : Suivi réalisé sur le lac de Pampulha du 19 septembre au 10 novembre 2011....	31
Tableau 3.7 : Mesures disponibles pour le lac de Pampulha.....	34
Tableau 3.8 : Suivi du bassin versant du lac de Pampulha – détail de mesures disponibles pour les stations de la PBH entre septembre 2011 et juin 2013	36
Tableau 3.9 : Cours d'eau échantillonnés lors du suivi ponctuel du bassin versant du lac Pampulha.....	38
Tableau 3.10 : Analyses réalisées lors du suivi ponctuel du bassin versant du lac de Pampulha	39
Tableau 3.11 : Échantillonnage automatique des événements pluvieux à l'entrée du lac de Pampulha.....	39
Tableau 3.12 : Mesures de qualité de l'eau disponibles pour la confluence des cours d'eau Ressaca/Sarandi.....	40
Tableau 4.1 : Caractéristiques écologique de <i>P. agardhii</i> (Catherine, 2009)	51
Tableau 4.2 : Groupes spectraux phytoplanctoniques (adapté de Beutler, 2003)	61
Tableau 4.3 : Facteurs de sous-estimation de la FluoroProbe rapportés dans la littérature	64
Tableau 5.1 : Test de dilution mené avec la FluoroProbe le 6 septembre 2012.....	73
Tableau 5.2 : <i>Fingerprints</i> pour le lac de Pampulha [Digits.($\mu\text{g chl}a.L^{-1}$) ⁻¹]	77
Tableau 6.1 : Système carbonate tampon dans les milieux d'eau douce	87
Tableau 6.2 : Caractéristiques principales de six modèles dynamiques complexes. D'après Mooij <i>et al.</i> (2010).	94
Tableau 6.3 : Equations de calcul de la masse volumique des couches	100
Tableau 6.4 : Equations pour le calcul du bilan thermique	100
Tableau 6.5 : Equations pour le calcul du bilan de masse et de quantité de mouvement	101
Tableau 6.6 : Equations pour le calcul du mélange des couches	102
Tableau 6.7 : Equations pour le calcul des débits d'entrée en superficie et souterrain.....	103
Tableau 6.8 : Equations générales utilisées par CAEDYM.	108

Tableau 6.9 : Equations pour le calcul du cycle du carbone par CAEDYM.....	110
Tableau 6.10 : Equations pour le calcul du cycle de l'azote par CAEDYM.....	110
Tableau 6.11 : Equations pour le calcul du cycle du phosphore par CAEDYM.....	111
Tableau 6.12 : Equations pour le calcul de la dynamique phytoplanctonique par CAEDYM	111
Tableau 6.13 : Intervalle de calage des paramètres ajustés pour la simulation de <i>P. agardhii</i> dans le lac d'Enghien	117
Tableau 6.14 : Performance du modèle pour la température de l'eau et biomasse de <i>P.</i> <i>agardhii</i>	118
Tableau 6.15 : Performance du modèle DYCD - Indicateur de performance (valeur calage/valeur validation)	121
Tableau 7.1 : Sources de pollution du ruissellement urbain (adapté de Zoppou, 2001)	129
Tableau 7.2 : Modèles hydrologiques et leurs caractéristiques principales. Adapté de Tsihrintzis et Hamid (1997)	136
Tableau 7.3 : Paramètres d'accumulation et lessivage des polluants trouvés dans la littérature	139
Tableau 7.4 : Valeurs de CN et pourcentages imperméables attribuées à chaque usage du sol	148
Tableau 7.5 : Concentration des polluants dans le débit de temps sec.....	148
Tableau 7.6 : Périodes de calage et validation de SWMM sur les sous-bassins versants Ressaca et Sarandi	152
Tableau 7.7 : Intervalle de variation des paramètres utilisés dans le calage du modèle SWMM	151
Tableau 7.8 : Intervalle de variation des paramètres utilisés dans le calage du modèle SWMM	153
Tableau 7.9 : Performance du modèle hydrologique (quantité) sur les sous-bassins versants Ressaca et Sarandi	157
Tableau 7.10 : Statistiques descriptives des paramètres échantillonnés lors des campagnes évènementielles	160
Tableau 7.11 : Statistiques descriptives des paramètres échantillonnés par temps sec le 18 juin 2013	161
Tableau 7.12 : Corrélations $r(p)$ entre MES, NH_4 , NO_3 , P_{total}	162
Tableau 7.13 : Charge en polluants et concentrations moyennes (EMC) lors des évènements pluvieux échantillonnés.....	162

Tableau 7.14 : Valeurs de RMSE pour le calage et la validation du modèle de la qualité du ruissellement dans le bassin Pampulha	167
Tableau 7.15 : Différences entre les essais de calage du modèle hydrologique	167
Tableau 7.16 : Apport en polluant dans le lac de Pampulha lors d’une journée de temps sec	170
Tableau 8.1 : Concentrations des nutriments et matières en suspensions ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les débits d’entrée dans le lac de Pampulha.....	176
Tableau 8.2 : Paramètres utilisés dans le calage du modèle DYCD sur le lac de Pampulha et leur intervalle de variation.....	179
Tableau 8.3 : Paramètres utilisés de calage du modèle DYCD sur le lac de Pampulha et leur intervalle de variation. Simulation S2.	187
Tableau 8.4 : Performance du modèle du lac lors des simulations	188

LISTE D'ABREVIATIONS, SIGLES ET SYMBOLES

ANR	Agence National de Recherche
CAEDYM	Computational Aquatic Ecosystem DYnamic Model
CDOM	Colored Dissolved Organic Matter
Chl-a	Chlorophylle-a totale
CONAMA	Conseil National de l'Environnement au Brésil
CN	Curve Number
CWR	Centre for Water Research
DBO	Demande biochimique en carbone
DCE	Directive Cadre Européenne sur l'Eau
DCO	Demande chimique en carbone
DEA	Direction de l'Eau et Assainissement
DESA	Département de Génie Environnemental et d'Assainissement
DOC	Carbone organique dissous (<i>Dissolved Organic Carbon</i>)
DON	Azote organique dissous (<i>Dissolved Organic Nitrogen</i>)
DOP	Phosphore organique dissous (<i>Dissolved Organic Phosphorus</i>)
DYCD	DYRESM-CAEDYM
DYRESM	DYnamic REservoir Simulation Model
EHR	Département de Génie Hydraulique et Ressources Hydriques
EMC	Concentration Moyenne de l'Evènement, « <i>Event Mean Concentration</i> »
ETAF	Station de traitement des eaux fluviales
FINEP	Agence Brésilienne d'Innovation

FP	Sonde spectrofluorométrique FluoroProbe (bbe Moldaenke, Allemagne)
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
ICB	Institut de Sciences Biologiques
INMET	Institut National de Météorologie
LEESU	Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains
MAPLU II	Projet Gestion des Eaux Pluviales II
MDC	Modèles Dynamiques Complexes
MES	Matières en Suspension
MCFP	Modèles de Calcul des Flux Polluants
NSQD	National Stormwater Quality Database
NMAE	Erreur moyenne absolue normalisée, « <i>Normalized Mean Absolute Error</i> »
NURP	Nationwide Urban Runoff Program
PAR	Photosynthetically Active Radiation
PBH	Mairie de Belo Horizonte
PCB	PolyChlroBiphenyl
POC	Carbone organique particulaire, « <i>Particulate Organic Carbon</i> »
PON	Azote organique particulaire, « <i>Particulate Organic Nitrogen</i> »
POO	Programmation Orientée Objet
POP	Phosphore organique particulaire, « <i>Particulate Organic Phosphorus</i> »
Proliphyc	Projet Prolifération Phytoplanctoniques – application aux cyanobactéries
PROPAM	Programme de Récupération et Développement Environnemental du bassin versant du lac de Pampulha

PROTECH	Phytoplankton RespOnses To Environmental CHanges
PS II	Photosystème II
RMSE	Root Mean Square Error
RUTP	Rejets Urbains par Temps de Pluie
SALMO	Simulation of an Analytical Lake MOdel
SCS	Soil Conservation Service
SeaWiFS	Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor
SIAAP	Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne
SIARE	Syndicat Intercommunal d'Assainissement de la Région d'Enghien
SCS	Soil Conservation Service
SOD	Sediment Oxygen Demand
SUDECAP	Superintendência de Desenvolvimento da Capital
SWMM	StormWater Management Model
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UPE	Université Paris-Est

PARTIE I – INTRODUCTION

1. CONTEXTE GENERAL ET PROBLEMATIQUE

Les lacs urbains, souvent artificiels, sont complètement intégrés dans le tissu urbain et exercent des fonctions variées qui sont très importantes pour le fonctionnement durable des villes. Soit par le stockage des eaux de pluie aidant à maîtriser le ruissellement urbain, soit comme un espace pour le loisir, les sports nautiques, la pêche ou le captage de l'eau potable, les lacs urbains jouent un rôle essentiel dans les villes et dans certains cas, représentent des véritables valeurs patrimoniales (*e.g.* Domingues et Torgan, 2011 ; Friese *et al.*, 2010; Garnier *et al.*, 1989 ; Lopes *et al.*, 2012 ; Stoianov *et al.*, 2000). En outre, dans le contexte du changement climatique global, les lacs urbains aident à atténuer les extrêmes de températures dans les grands centres urbains (Martinez-Arroyo et Jáuregui, 2000 ; Sproken-Smith et Oke, 1999).

Dans les dernières décennies, les écosystèmes lenticques ont été sérieusement affectés par les rejets des activités anthropiques développées dans leurs bassins versants telles l'agriculture, les rejets des eaux usées non traitées et pour une part difficile à évaluer, le changement climatique qui influence la température, les caractéristiques physico-chimiques et l'écosystème des plans d'eau (Blenckner *et al.* 2007 ; Mooij *et al.*, 2005). En milieu urbain, la croissance de la population sans infrastructure d'assainissement appropriée, le changement des usages du sol et l'imperméabilisation des surfaces sont à l'origine d'un ruissellement superficiel plus important et plus chargé en polluants (Alberti *et al.*, 2007 ; Vieira *et al.*, 2009). En raison de cette pression anthropique, de nombreux plans d'eau dans le monde souffrent d'eutrophisation et la qualité de leurs eaux est souvent fortement dégradée (Carpenter *et al.*, 1998 ; Cooke *et al.*, 2005). Les proliférations phytoplanctoniques sont une conséquence de cet apport excessif en nutriments, tels l'azote et le phosphore (Smith, 2003).

Dans les milieux lenticques, la communauté phytoplanctonique joue un rôle clé dans la biodiversité de l'écosystème et par conséquent, dans la qualité de leurs eaux (Reynolds, 2006). Des proliférations phytoplanctoniques, devenues plus fréquentes dans les lacs et réservoirs ces dernières années, perturbent le fonctionnement de leur écosystème en réduisant la transparence de l'eau et la concentration d'oxygène dissous et entraînant une perte de biodiversité dans tous les niveaux trophiques. Dans les lacs et réservoirs, parmi tous les

groupes phytoplanctoniques, les cyanobactéries posent des problèmes supplémentaires du fait de leur toxicité potentielle qui gêne les usages de l'eau et représente un danger pour la santé humaine et animale. De plus, les efflorescences cyanobactériennes réduisent la biodiversité et impactent le fonctionnement écologique des lacs (Chorus et Bartram, 1999).

La complexité des processus impliqués dans la formation du ruissellement superficiel en milieu urbain et dans le fonctionnement d'un écosystème lentique, chacun à sa propre échelle temporelle, fait de la modélisation mathématique un outil envisageable pour étudier les liens entre la quantité et la qualité de l'eau ruisselée sur un bassin versant lors d'un évènement pluvieux et le développement de la biomasse algale dans un milieu récepteur. En fait, les modèles sont conçus pour représenter des systèmes et aider à mieux comprendre leur fonctionnement et chercher leurs réponses à différentes entrées (Tucci, 2005).

Dans le cas du ruissellement superficiel urbain et de la qualité de l'eau dans le milieu récepteur, en dépit du lien incontestable entre les deux systèmes, ce n'est que récemment que ces processus ont été évalués conjointement. Le couplage entre un modèle hydrologique et un modèle écologique de lac est réalisée en utilisant le ruissellement produit par le modèle hydrologique comme donnée d'entrée pour le modèle du lac. Cette démarche permet d'utiliser différents scénarios pour représenter les changements dans un bassin versant et simuler les respectives conséquences sur l'écosystème aquatique. L'intensification de l'urbanisation, les changements climatiques et les actions visant à restaurer la qualité des ressources hydriques sont des exemples de scénarios à explorer à l'aide de cette approche de modélisation intégrée. De plus, Xu *et al.* (2007) et Norton *et al.* (2012) affirment que la modélisation intégrée est plus aisément acceptée par les gestionnaires et par le grand public car cette approche permet de représenter les systèmes naturels avec leurs interconnexions.

De nos jours, de nombreuses recherches ont utilisé le couplage des modèles écologiques des lacs et des modèles hydrologiques pour évaluer dans quelle mesure des changements dans les politiques de gestion urbaine (*e.g.* Wu *et al.*, 2006), des changements climatiques (*e.g.* Taner *et al.*, 2011) et l'intensification du processus d'urbanisation (*e.g.* Nobre *et al.* 2010) peuvent impacter les environnements lenti-ques. Cette approche de modélisation couplée, intégrée ou multicouches, son nom varie d'une recherche à l'autre, permet une meilleure compréhension du milieu lentique, masse d'eau intégrée dans son bassin versant et évoluant en réponse aux modifications qui s'y produisent.

A notre connaissance, peu d'études se sont consacrées aux changements dans les usages du sol, l'imperméabilisation des surfaces dans le bassin versant et à leurs respectifs impacts sur la dynamique du phytoplancton, en particulier des cyanobactéries (Walsh, 2005). Moins de recherches encore ont adopté une approche intégrée pour l'étudier, surtout dans le cas des bassins versant urbanisés. Dans ce contexte, notre travail propose une approche de modélisation intégrée pour évaluer le rapport entre le bassin versant urbain et la dynamique des cyanobactéries dans les lacs: la modélisation de la dynamique physique, chimique et biologique des lacs, centrée sur les cyanobactéries, est couplée à la modélisation de la qualité et quantité du ruissellement produit dans le bassin versant. Ceci nous fournira un outil pour mieux comprendre la dynamique cyanobactérienne dans les lacs urbains et son rapport avec les changements qui surviennent dans le bassin versant ; la dynamique physico-chimique des lacs par temps sec et par temps de pluie. Les connaissances déjà acquises sur les processus hydrologiques en milieu urbain, surtout, en ce qui concerne la pollution produite par temps de pluie et son impact sur les milieux récepteurs seront approfondies.

D'autre part cette recherche comporte également un intérêt du point de vue géographique et climatique. En effet, en dépit de leur grande utilité pour le fonctionnement durable des villes, les lacs urbains, surtout ceux situés dans des régions tropicales ont été jusqu'à présent très peu étudiés, en comparaison avec les lacs des régions tempérées. Sur plusieurs aspects, les plans d'eau tropicaux diffèrent de ceux situés en région tempérée, par exemple (Von Sperling, 1996) : le rayonnement solaire intense et les températures de l'eau élevées accélèrent l'absorption des nutriments par le phytoplancton, les pics de biomasse phytoplanctonique sont moins fréquents dans les lacs tropicaux et le degré de productivité phytoplanctonique est plus élevé en raison des taux importants d'assimilation et de recyclage des nutriments. Par conséquent, les résultats des études scientifiques réalisées en climat tempéré ne peuvent pas être extrapolés pour les lacs tropicaux sans réserves. Ainsi, puisqu'un des sites d'étude de ce travail se trouve dans une région urbaine au sud-est du Brésil (Lac de Pampulha, Belo Horizonte - MG), il sera possible d'enrichir les connaissances sur les écosystèmes lenticques tropicaux et en parallèle, fournir des pistes pour guider la surveillance et la modélisation intégrée visant la restauration et la préservation d'autres plans d'eau tropicaux en régions urbanisées.

1.1. Cadre de la thèse

Cette thèse a été réalisée en cotutelle entre l'Université Paris-Est (UPE) en France et l'Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) au Brésil. En France, mes travaux de thèse se sont déroulés au sein du Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) à l'Ecole de Ponts ParisTech. Au Brésil, le Département de Génie Hydraulique et Ressources Hydriques (EHR) a été mon laboratoire d'accueil. La recherche menée sur le site d'étude brésilien s'est inscrite dans le cadre du projet brésilien Gestion des Eaux Pluviales II (MAPLU II) qui vise au développement et à l'évaluation de nouvelles technologies pour la gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Ce projet, financé par l'Agence Brésilienne d'Innovation FINEP, regroupe 16 universités brésiliennes. Il doit s'achever en décembre 2014.

1.2. Présentation des objectifs et organisation du manuscrit

L'objectif de cette thèse est de contribuer à une meilleure compréhension des facteurs impliqués dans la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains et de fournir un outil pour investiguer la liaison entre cette dernière et le bassin versant.

Le suivi de la dynamique cyanobactérienne, ainsi que des conditions environnementales susceptibles d'être impliquées dans leur croissance est indispensable pour mieux comprendre le déterminisme de leurs efflorescences. Cependant, au regard de la complexité de cette dynamique, il est difficile de l'expliquer à l'aide d'indicateurs ou de rapports simples. Pour éclairer le rôle des nombreuses variables dans la croissance algale, ainsi que pour le prédire, l'utilisation des modèles mathématiques s'est répandue dans le monde au cours des dernières décennies (Jørgensen, 1995).

De même, dans le domaine de l'hydrologie urbaine, la difficulté de saisir et de quantifier les processus qui interagissent dans le cycle de l'eau urbain nous amène à faire appel à des modèles hydrologiques où la représentation des processus est fournie par des formulations où les valeurs des paramètres sont calées en fonction des données issues du terrain.

En plus d'apporter une représentation des processus physiques, chimiques et biologiques qui ont lieu dans l'environnement, les modèles soit hydrologiques, soit des écosystèmes lacustres, lorsqu'ils sont bien conçus et validés peuvent également jouer un rôle prédictif.

La méthodologie de recherche adoptée dans cette thèse est basée sur le suivi et la modélisation du milieu aquatique récepteur et de son bassin versant. Elle s'est concentrée sur deux sites d'étude, le lac d'Enghien-les-Bains en France et le lac de Pampulha au Brésil. Dans le lac français, la recherche a porté sur le suivi en continu et la modélisation de la dynamique thermique et biologique du plan d'eau basée sur des données obtenues à haute fréquence. Dans le lac brésilien, les travaux se sont partagés entre le suivi et la modélisation du lac et de son bassin versant.

Compte tenu de l'objectif central de cette thèse et de la méthodologie proposée pour l'atteindre, quatre objectifs plus spécifiques ont été fixés :

- Evaluer la performance de la surveillance à haute fréquence et de la modélisation thermique et biologique centrée sur les cyanobactéries dans un lac urbain en région de climat tempéré (lac Enghien-les-Bains, France) ;
- Modéliser le fonctionnement physique, chimique et biologique, principalement la dynamique cyanobactérienne du lac de Pampulha (Brésil);
- Modéliser la quantité et la qualité de l'eau du ruissellement dans le bassin versant du lac de Pampulha;
- Investiguer l'impact de la pollution diffuse sur la dynamique du phytoplancton dans le lac de Pampulha ;

Cette thèse a une nature interdisciplinaire puisque d'une part, il s'agit d'étudier le comportement physique, chimique et biologique des systèmes lenticques et d'autre part de relier ce comportement à la transformation pluie-débit et aux processus que lui sont inhérent, tels l'interception, l'infiltration, le ruissellement avec le lessivage et le transport de polluants vers les milieux récepteurs. En outre, la recherche a été menée sur deux sites d'étude différents et sur chaque site les objectifs à atteindre et la méthodologie appliquée sont différents. Pour faciliter la compréhension du travail réalisé au cours de cette thèse, ce manuscrit a été organisé de façon un peu inhabituelle. La première partie a un caractère introductif et présente la problématique étudiée ainsi que les éléments clés pour la comprendre. Les sites d'étude et la méthodologie de suivi sont également présentés.

La deuxième partie est consacrée au suivi et à la modélisation des cyanobactéries dans les écosystèmes lacustres. Les méthodes traditionnelles d'estimation et suivi de la biomasse phytoplanctonique sont présentées ainsi que les techniques utilisées plus récemment.

L'application d'une nouvelle méthode pour estimer le phytoplancton dans le lac de Pampulha est discutée. En ce qui concerne la modélisation, une synthèse non exhaustive des modèles développés depuis les années 1960 est exposée et les résultats de l'application d'un modèle déterministe au lac d'Enghien-les-Bains sont présentés.

Le couplage du suivi et la modélisation du lac et de son bassin versant fait l'objet de la troisième partie. Les caractéristiques des principaux modèles hydrologiques sont détaillées et le choix de celui le plus approprié aux objectifs de cette thèse est justifiée. Dans un premier temps, la modélisation quantitative et de la qualité de l'eau du ruissellement dans le bassin versant du lac de Pampulha est effectuée. Ensuite, les résultats de cette modélisation sont couplés au modèle du lac qui à son tour, reproduit l'évolution du lac de Pampulha.

2. LES EFFETS DE L'URBANISATION SUR LE CYCLE HYDROLOGIQUE

2.1. Dans le bassin versant

Le cycle hydrologique est un phénomène global de circulation fermée de l'eau entre la surface terrestre et l'atmosphère. Six mécanismes principaux et concomitants gouvernent le cycle de l'eau, à savoir : l'évaporation, la précipitation, l'infiltration, la transpiration, les écoulements superficiels et souterrains (Naghattini, 2010). En milieu urbain, la présence des systèmes d'approvisionnement en eau potable, des réseaux d'assainissement, des stations d'épuration et le changement des usages du sol avec l'augmentation de la quantité des surfaces imperméables sont de nouveaux éléments qui se rajoutent aux mécanismes mentionnés ci-dessus et sont à la base du cycle de l'eau dans les villes (Figure 2.1).

Les impacts de l'urbanisation sur le cycle hydrologique sont bien étudiés depuis les années 1950. Leopold (1968) a fait une synthèse des principaux effets du changement des usages du sol et de l'imperméabilisation des surfaces. En premier lieu, apparaît l'augmentation du volume total ruisselé sur un bassin versant lors d'un événement pluvieux en raison de la diminution des pertes par infiltration.

Un plus grand volume de ruissellement superficiel se traduit la plupart du temps par un débit de pointe plus important. En outre, l'urbanisation influence aussi le temps de réponse, ou « *lag time* », d'un bassin versant à une pluie car l'eau s'écoule plus vite sur les rues, les parkings, les toitures et sur d'autres surfaces imperméables par rapport à l'écoulement sur des surfaces naturelles végétalisées. La densification des réseaux d'assainissement et

l'artificialisation des cours d'eau urbains (rectifications, élargissements, endiguements,...) contribuent aussi à réduire le temps de réponse des bassins versants et à concentrer encore plus le débit de pointe (Chocat, 1997).

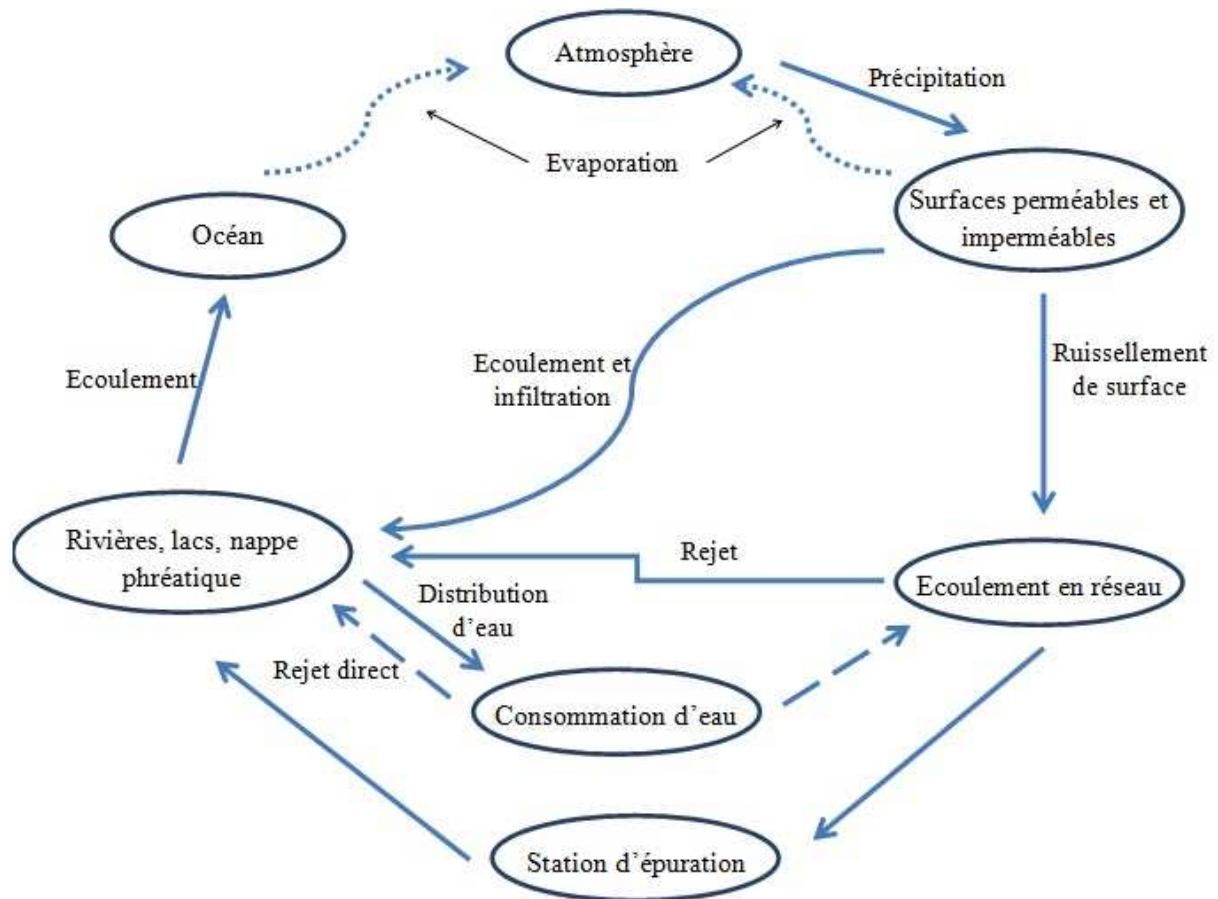


Figure 2.1 : Cycle de l'eau dans les villes. Adapté de Valiron et Tabuchi (1992)

D'autre part, un volume ruisselé plus important engendre aussi des conséquences sur le débit de base. La réduction des volumes infiltrés conduit à une moindre quantité de l'eau pour reconstituer l'humidité du sol et recharger la nappe phréatique. Dans ces conditions, l'imperméabilisation des surfaces a un double effet négatif :

- L'augmentation des débits de pointe lors d'un évènement pluvieux, qui peut surcharger le réseau et amener à un débordement. Dans un cadre d'intensification de l'urbanisation, l'obsolescence graduelle et inexorable des réseaux des eaux pluviales amène à des épisodes d'inondation de plus en plus fréquents qui ont de lourdes implications sociales, économiques et politiques (Baptista *et al.*, 2011).

- La diminution des débits de base entre deux événements pluvieux, qui peut être à l'origine d'une concentration des polluants par temps sec dans le milieu aquatique (Von Sperling, 2007).

Chocat (1997) rappelle qu'en général, l'urbanisation a un effet très important sur les petits débits résultants de pluies de faible intensité et moins important sur les débits très forts produits lors d'un événement pluvieux exceptionnel. En fait, lors des pluies courantes, un bassin versant produit peu ou pas de ruissellement grâce aux phénomènes d'interception, infiltration et évapotranspiration. Dans les zones urbaines, au contraire, la moindre averse engendre un ruissellement significatif. Pour les pluies plus importantes (par exemple, période de retour $T > 10$ ans), le comportement d'un bassin naturel n'est pas très différent de celui d'un bassin versant urbain, car les mécanismes évoqués ci-dessus atteignent un niveau de saturation.

En plus de l'imperméabilisation des surfaces, des études plus récentes basées sur l'approche du bilan hydrique, ou en d'autres termes, sur la quantification des flux de l'eau à travers les différents processus du cycle hydrologique, ont montré que la suppression de la couverture végétale provoquée par l'urbanisation peut aussi avoir un effet important sur l'accroissement du volume ruisselé en raison de la limitation du processus d'évapotranspiration (Haase et Nuissl, 2007).

Pour revenir à la synthèse de Leopold (1968), outre des aspects quantitatifs, l'urbanisation peut aussi amplifier l'exportation des sédiments par un bassin versant et modifier la qualité de l'eau dans les milieux récepteurs et l'esthétique des fleuves, ruisseaux, canaux et de leur entourage. L'intensification de l'exportation des sédiments découle du fait que l'urbanisation provoque l'exposition du sol au ruissellement superficiel et augmente l'érosion du sédiment, surtout en phase de construction, lorsque les sols sont dénudés. En ce qui concerne l'aspect visuel des cours d'eau, un canal graduellement élargi pour transporter des débits plus importants, possède des berges plus instables, sans végétation et facile à éroder.

En ce qui concerne la qualité de l'eau, à partir des années 1960, une conscience progressive des questions environnementales s'est répandue mondialement, particulièrement remarquable lors de la Conférence de Stockholm sur l'environnement en 1972 (Brasil, 2006). A cette époque, malgré son caractère naissant, le souci de la qualité des ressources hydriques apparaît et des recherches commencent à porter sur les effets de l'urbanisation sur la qualité des eaux. Il y avait peu de doutes qu'au fur et à mesure que l'urbanisation s'intensifiait, la qualité de

l'eau se dégradait (Leopold, 1968). Les rejets des eaux usées et des effluents des stations d'épuration dans les milieux aquatiques ont été désignés comme la cause principale de la dégradation de la qualité des eaux, responsables d'un apport croissant de nutriments, de matière organique et par conséquent, d'une diminution de l'oxygène dissous. La pollution d'origine diffuse principalement sous la forme d'hydrocarbures a aussi été mentionnée, mais c'est seulement dans les années 1970 que les eaux pluviales, auparavant considérées comme non polluées, commencent à être étudiées en tant que sources de pollution de façon plus approfondie (Chocat, 1997).

Actuellement, une liste non exhaustive des impacts de l'urbanisation figure dans les recherches portant sur des fleuves, des lacs, des marais: élévation de la température de l'eau ; concentrations élevées en nutriments, matières en suspension et contaminants; métaux lourds dans les sédiments ; réduction de la biodiversité et de l'habitat; perturbation hydraulique du biote ; augmentation de la biomasse algale ; changements dans les espèces phytoplanctoniques dominantes ; prédominance des espèces de macroinvertébrés et poissons plus tolérantes aux changements évoqués dans ce paragraphe (Baek et An, 2010, 2010; Paul et Meyer, 2001 ; Seilheimer *et al.*, 2007 ; Walsh *et al.*, 2005).

L'effort de la communauté scientifique pour investiguer les impacts de l'urbanisation sur les différents milieux aquatiques est généralement tourné vers les canaux et les fleuves (Booth et Jackson, 1997). En fonction des caractéristiques hydrauliques, hydrologiques et chimiques de chaque milieu aquatique, les effets de l'urbanisation peuvent avoir des conséquences différentes, par exemple, l'apport plus important de nutriments peut déclencher des proliférations algales dans les milieux aquatiques. Dans les environnements lotiques l'impact de cet apport excessif est limité par des débits et des vitesses plus élevées, ce qui restreint la prolifération algale (Paul et Meyer, 2001). Au contraire, dans les milieux lenticques le temps de séjour de l'eau est beaucoup plus grand et les conditions sont plus stables, de ce fait l'eutrophisation des lacs et réservoirs provoque une intensification des efflorescences algales (Smith, 2003).

Le paragraphe suivant synthétise les principaux impacts de l'urbanisation sur les milieux lenticques.

2.2. Dans les lacs urbains

Selon Chocat (1997), les lacs urbains, ainsi que d'autres milieux aquatiques en région urbaine, possèdent la plus grande valeur d'usage, et même la plus grande valeur écologique, en raison de leur proximité avec de grandes densités de population. Pour Birch et McCaskie (1999) les lacs urbains permettent un important contact du public avec des lacs et dans la plupart des cas, ces milieux sont placés sous la responsabilité des municipalités, dont les ressources économiques, technologiques et humaines pour leur préservation ou restauration sont limitées.

Les effets de l'urbanisation sur les environnements lenticques sont diverses et peuvent toucher les conditions physico-chimiques par l'ensablement des plans d'eau causé par l'érosion des surfaces exposées, l'acidification par contamination atmosphérique et l'introduction de composés chimiques toxiques. L'impact peut également toucher la structure de l'écosystème aquatique, du niveau trophique le plus bas jusqu'au plus élevé. Parmi tous les impacts de l'urbanisation sur les lacs et réservoirs, l'augmentation de l'apport de nutriments et l'eutrophisation qui en résulte comptent probablement parmi les premiers effets observés et pour lesquels de nombreuses études sont disponibles (*e.g.* Arhonditsis et Brett, 2005 ; Pant *et al.*, 1980 ; Smith, 2003)

L'eutrophisation peut être définie comme l'enrichissement, naturel ou artificiel, en nutriments des milieux aquatiques, ce qui fréquemment engendre une série de changements symptomatiques, parmi lesquels on peut citer l'augmentation de la production algale et d'autres plantes aquatiques et la détérioration de la qualité de l'eau, gênant les usages des ressources hydriques (National Academy of Sciences, 1969).

Les impacts de l'eutrophisation sont nombreux : croissance rapide et développement monospécifique ou « *bloom* » du phytoplancton, notamment des cyanobactéries potentiellement toxiques ; perturbations dans la succession algale avec prédominance de certaines espèces ; absence de macrophytes ou excès de plantes aquatiques indésirables ; réduction de l'abondance et la diversité des macroinvertébrés et des poissons ; mortalité de ces derniers en raison de la désoxygénation de l'eau ; surpeuplement de certaines espèces d'oiseaux ; changements de l'abondance bactérienne (Birch et McCaskie, 1999 ; Chen *et al.* 2013 ; Heisler *et al.*, 2008 ; Li-Na *et al.*, 2000 ; Nyenje *et al.*, 2010 ; Thevenon *et al.*, 2011).

Bartsch (1970) affirme qu'indépendamment du type de lac, dès son l'origine, des apports naturels de nutriments intensifient sa fertilité et productivité. Ainsi, l'eutrophisation des lacs est un processus naturel et progressif qui toutefois, peut être accéléré par l'homme.

Dès les années 1960, l'urbanisation apparaît comme la première et plus importante source de nutriments, et donc, la cause principale de l'eutrophisation des plans d'eau (Bartsch, 1970 ; National Academy of Sciences, 1969). Ceci est dû au fait que l'urbanisation entraîne le rejet des eaux usées domestiques et industrielles dans les cours d'eau. Encore de nos jours, surtout dans les pays en développement, le rejet des eaux usées demeure une source importante de dégradation des ressources hydriques. Nyenje *et al.* (2010) indiquent qu'environ 80% des eaux usées produites dans les grandes villes de l'Afrique sub-saharienne sont rejetés dans les lacs et cours d'eau ou infiltrée dans le sol sans traitement. Le problème est dû en grande partie à la croissance rapide de la population et à l'intensification de l'urbanisation, en particulier, à l'augmentation de logements informels où il n'existe pas de contrôle du rejet des eaux usées.

Dans les pays développés, l'avancement dans les technologies pour éliminer le phosphore, l'azote et la matière organique des eaux usées a fait que les efforts ont pu être tournés vers les sources diffuses de polluants, tels l'apport atmosphérique et le ruissellement superficiel sur des surfaces rurales (Carpenter *et al.*, 1998). Aux Etats Unis, un programme de recherche (*Nationwide Urban Runoff Program* – NURP) mené dans les années 1980 sur la qualité des eaux ruisselées en milieu urbain, a constaté que les concentrations en azote et phosphore dans le ruissellement urbain sont plus faibles par rapport aux rejets des stations d'épuration. Cependant, l'apport des rejets de temps de pluie sont suffisants pour accélérer l'eutrophisation de lacs et limiter leur utilisation récréative. De plus, le ruissellement urbain est une source importante de métaux lourds, coliformes et matières en suspension (EPA, 1983).

De nos jours, le ruissellement sur des surfaces urbanisées, productrices d'azote et de phosphore a été moins investigué, pourtant il s'agit d'une source significative et difficile à estimer et à maîtriser (Schindler, 2006). Ceci est dû au fait que les sources de pollution du ruissellement sont multiples, diffuses et se répandent sur toute la zone drainée et l'atmosphère. De plus, la pollution est mobilisée par la pluie, un phénomène aléatoire dont l'intensité, durée et fréquence sont difficiles à prévoir. Les activités économiques et l'urbanisation du bassin versant déterminent le dépôt atmosphérique des polluants sur la surface et donc, jouent aussi sur la pollution du ruissellement.

En même temps, d'autres contaminants tels les métaux lourds et les micropolluants organiques ont émergé. Ces nouveaux polluants sont potentiellement toxiques à de très faibles concentrations ; ils peuvent être stockés dans les sédiments et relargués de façon lente et ils possèdent une rémanence et une influence spatiale très importante (Chocat, 1997).

De nombreuses recherches portent sur la contamination des environnements lenti-ques par des micropolluants minéraux et organiques et leur rapport avec l'urbanisation. En Chine, Zeng *et al.* (2008) ont relié la présence de phthalates dans les lacs urbains de la ville de Guangzhou au ruissellement urbain et aux rejets d'eaux usées. Les phthalates sont des composés chimiques amplement utilisés dans la fabrication des plastiques et dont certains ont des effets oestrogéniques et présentent des conséquences négatives sur la reproduction. Selon les auteurs, les concentrations significatives retrouvées pour ces contaminants ont leur origine dans l'usage du sol qui est tournée vers les activités du secteur électronique et électrique.

Aux Etats Unis, l'U. S. Geological Survey a fait appel aux recherches paleolimnologiques pour reconstruire l'historique de la qualité de l'eau sur 38 lacs à travers les Etats Unis, dont 31 étaient des lacs en régions urbanisées et les autres étaient des lacs de référence en régions non urbanisées (Metre et Mahler, 2005). Les composés hydrophobes organiques, polychlorobiphényles (PCBs), dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) et hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAHs) ont été ciblés dans cette étude. Depuis 1970, les concentrations des deux premiers contaminants diminuent, ce qui est le résultat des mesures d'interdiction adoptés par le gouvernement. Les PAHs, au contraire présentent une tendance à la hausse, coïncidant avec l'urbanisation des bassins versants et l'intensification de la circulation des véhicules. De plus, la concentration des contaminants s'est montrée fortement corrélée à l'usage urbain du sol.

Les métaux lourds posent un problème spécial puisqu'ils ont une forte tendance à s'accumuler et sont difficiles à éliminer chimiquement ou biologiquement. Baek et An (2010) à Seoul (Corée du Sud), Friese *et al.* (2010) à Belo Horizonte (Brésil) et Lindström (2000) à Stockholm (Suède), ont montré une augmentation de la concentration des métaux lourds dans des lacs urbains et leurs sédiments pour des raisons liées à l'urbanisation : émissions des véhicules, dépôt sur les surfaces et lessivage par la pluie, rejet des eaux usées domestiques et industrielles et changements dans l'occupation du sol. Aux Etats Unis, Metre (2012) a mis en évidence que les sédiments des plans d'eau sont d'autant plus chargés en Hg que ces lacs sont proches à des centres urbains.

En Europe, aux Etats Unis, ainsi que dans d'autres parties du monde, malgré les progrès récents en ce qui concerne la préservation et la restauration des milieux aquatiques, un long chemin est encore à parcourir. De fait, si le contrôle des sources ponctuelles de polluants s'avère plus tangible, ceci n'est pas le cas pour les sources de pollution diffuse, dont le caractère aléatoire, la large échelle spatiale et les volumes impliqués rendent difficiles à contrôler et même à mesurer (Carpenter *et al.*, 1998 ; Chocat, 1997).

3. LES SITES D'ETUDE

3.1. Le lac d'Enghien

3.1.1. Localisation

Le lac d'Enghien (48°58'N, 2°18'E) est situé dans la commune qui porte le même nom, dans le département du Val-d'Oise, Ile-de-France, à 11 km au nord de Paris (Figure 3.1). Il s'agit d'un plan d'eau aménagé à la fin du XI^{ème} siècle sur une couche étanche de marnes et d'argiles d'une épaisseur moyenne de 30 cm (Quiblier *et al.*, 2009). Situé dans un bassin versant très urbanisé, ce petit lac urbain a une surface de 39 ha et une faible profondeur (profondeur moyenne = 1.3 m et profondeur maximale = 2.65 m). D'une capacité volumique de 534 000 m³, il joue un rôle très important dans la gestion des eaux pluviales de son bassin versant du fait qu'il peut stocker un volume de 40 000 à 100 000 m³, selon le marnage. De plus, le lac et ses alentours offrent des activités nautiques et de la pêche, des manifestations festives, un établissement thermal et un casino, tout en constituant une image emblématique de la ville d'Enghien.

Le lac se divise en trois parties, à savoir (SIARE, 2002) :

- le lac Nord qui alimente le lac Principal et s'étend sur une surface de 1.6 ha;
- le Grand lac ou lac Principal, d'une superficie de 35.5 ha (Figure 3.1);
- le lac Ouest, alimenté par le lac Principal, d'une superficie de 1.6 ha.

De plus, en amont du lac Nord se situe un bassin de retenue, le bassin de Cressonnières, d'une superficie de 0.35 ha, qui ne fait pas partie du lac lui-même, mais qui y rejette ses eaux.

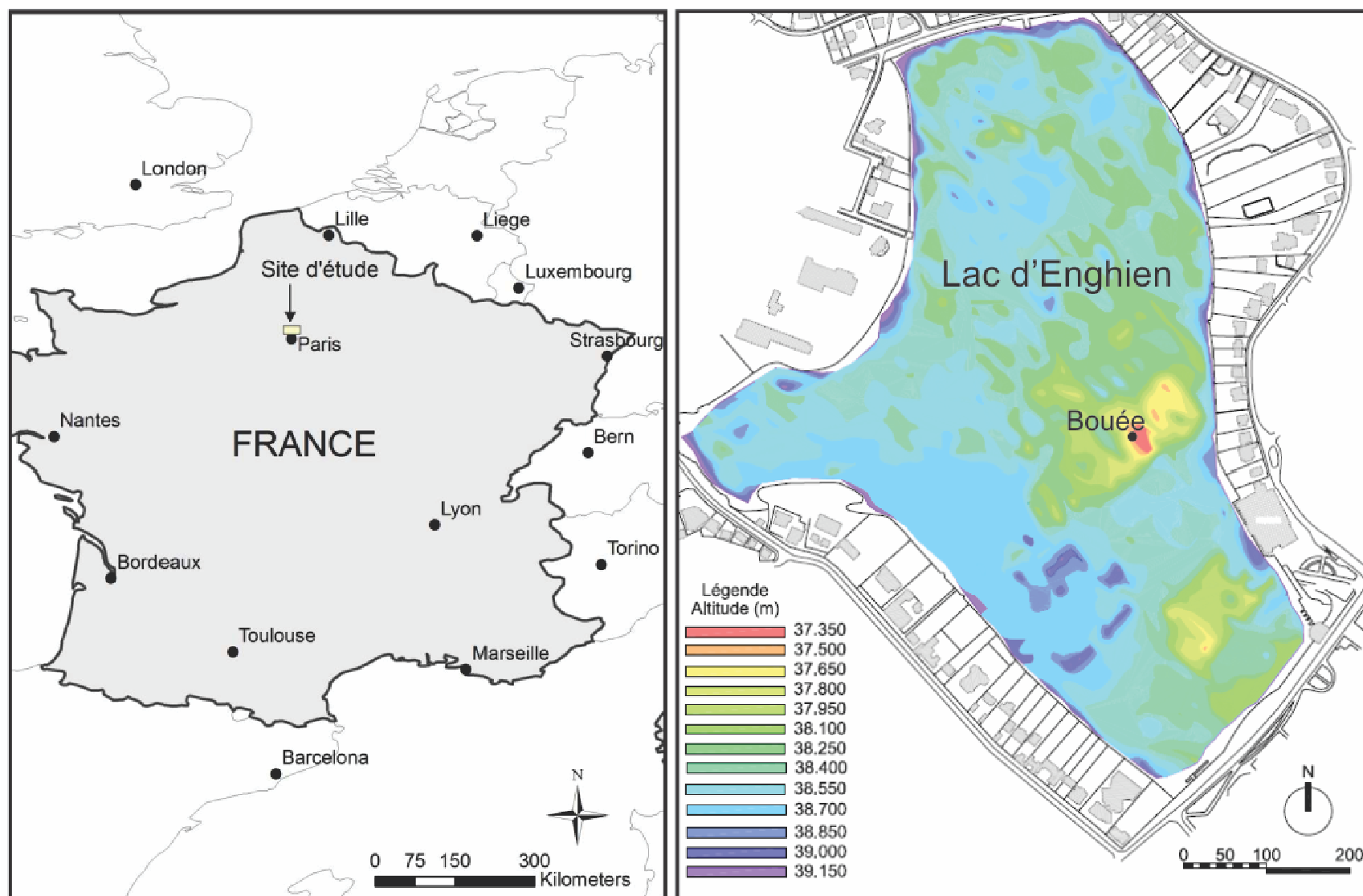


Figure 3.1 : Localisation et bathymétrie (SIARE, 2002) du lac d'Enghien

3.1.2. Hydrographie et réseau d'assainissement

Le lac d'Enghien est alimenté par ses deux affluents, les rus de Montlignon et des Communes, et son exutoire rejoint le ru d'Enghien, un ruisseau entièrement canalisé qui rejoint le collecteur unitaire Seine-Aval (propriété du Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne – SIAAP).

Les débits d'étiage parvenant au lac d'Enghien sont $10\text{-}20 \text{ L.s}^{-1}$ pour le ru de Montlignon et $5\text{-}10 \text{ L.s}^{-1}$ pour le ru des Communes. A la sortie du bassin, le débit d'étiage est compris entre $10\text{-}15 \text{ L.s}^{-1}$. Le temps de résidence de l'eau dans le lac est relativement court et extrêmement variable. En période sèche, lorsque les entrées sont uniquement dues aux rus de Montlignon et des Communes, le temps de résidence instantané peut atteindre 6 mois. Lors d'événements pluvieux importants, le temps de résidence instantané peut se réduire à quelques semaines, voire quelques jours (Quiblier *et al.*, 2009). Le Tableau 3.1 résume les principales caractéristiques physiques et hydrauliques du lac d'Enghien.

Outre les eaux pluviales, le lac reçoit également des rejets d'eaux usées provenant des mauvais raccordements dans le réseau d'eaux pluviales. Cela se traduit par une détérioration de la qualité des eaux. Le taux des eaux usées mélangées aux eaux pluviales est d'environ 18% (SIARE, 2004).

Le ru de Montlignon, la principale source d'alimentation du lac, coule de la forêt de Montmorency jusqu'au bassin de Cressonnières. Le long de ce parcours, il est rejoint par plusieurs affluents et reçoit les eaux pluviales des communes de Margency, Eaubonne, Montlignon et Saint-Prix. De plus, divers plans d'eau et retenues d'eaux pluviales, soit naturelles soit artificielles, ponctuent son chemin.

Le ru des Communes est le résultat de la confluence de deux petits ruisseaux, le ru d'Andilly et le ru de Soisy. Après la jonction de ces deux rus, leurs eaux se dirigent, par un déversoir d'orage, soit en direction à la Seine (par temps de pluie), soit en direction du lac d'Enghien, où elles arrivent au niveau du lac Nord. Le ru des Communes reçoit des eaux pluviales originaires de la commune d'Andilly, du secteur séparatif nord-est de la commune de Montmorency et du secteur séparatif de la commune de Soisy-sous-Montmorency.

Les eaux atteignant le lac Principal peuvent être déversées soit par le déversoir de la Coussaye (l'exutoire principal du lac), soit par le déversoir de la Pêcherie. Le débit total provenant des

déversoirs est dirigé vers les réseaux unitaires syndicaux qui rejoignent ceux de la Direction de l'Eau et Assainissement – DEA, du département Seine Saint-Denis à Epinay-sur-Seine. Finalement, les eaux parviennent à la station d'épuration d'Achères via le collecteur Saint-Denis/Achères du SIAAP, sauf lors de délestages par temps de pluie en raison de la saturation des collecteurs de la DEA ou du SIAAP. Dans ce cas, les eaux sont déversées dans la Seine.

Tableau 3.1 - Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du lac d'Enghien.

Superficie	38.7 ha
Capacité volumique totale	534 000 m ³
Capacité de stockage des eaux de pluie	40 000 à 100 000 m ³
Temps de résidence de l'eau	Variable - 6 mois à quelques semaines
Profondeur moyenne	1.3 m
Profondeur maximale	2.65 m
Côte normale	40 m NGF
Latitude	48° 58'
Longitude	2° 18'
Principaux affluents	Ru de Montlignon (10-20 L.s ⁻¹) Ru des Communes (5-10 L.s ⁻¹)
NH4 *	0.063 ± 0.074 mg N L ⁻¹
NO3 *	0.098 ± 0.114 mg N L ⁻¹
NO2 *	0.0014 ± 0.002mg N L ⁻¹
PO4 *	0.038 ± 0,011mg P L ⁻¹
Chlorophylle-a**	72 ± 28 µg L ⁻¹ (automne, hiver, printemps) 127 ± 49 µg L ⁻¹ (en été)

*Valeurs moyennes ± écart type obtenus lors de quatre campagnes d'échantillonnage en 2009 : 02/04, 22/04, 12/05 et 01/06 (Marchandise, 2009). **Valeurs moyennes ± écart type lors d'un suivi entre novembre 2007 et septembre 2008 (Quiblier *et al.*, 2009).

3.1.3. Le bassin versant

Le bassin versant du lac d'Enghien, composé de 19 communes, soit dans leur totalité ou en partie, comptait environ 311 185 habitants en 2006, répartis sur une surface de 70,38 km², soit une densité de population moyenne d'environ 4 422 habitants/km² (IAURIF, 2006).

Le bassin versant du lac d'Enghien est très urbanisé et plus de 72% de sa superficie est constitué de zones bâties (Figure 3.2). A part les communes de Saint-Prix, Saint-Leu-la-Fôret et Montlignon qui regroupent presque toute la zone boisée du bassin versant, toutes les autres communes ont un aspect urbain. Par ailleurs, la zone d'étude a un caractère essentiellement résidentiel puisque plus de 90% des logements sont des résidences principales (INSEE, 2006).

Cette région a connu une très forte urbanisation à partir du XIX^{ème} siècle (Quiblier *et al.*, 2009), accompagnée de nombreuses imperméabilisations, de suppressions de végétaux et de canalisations des cours d'eau. Ces changements ont provoqué l'augmentation des flux de temps de pluie de sorte que même des pluies de faibles intensités provoquent du ruissellement quasiment en tout point du bassin versant.

3.1.4. *Suivi du lac*

Dans le cadre du projet de recherche Proliphyc¹, le lac d'Enghien a été équipé d'une station de surveillance autonome de novembre 2008 à décembre 2009. Cette station se compose d'une bouée dotée de capteurs aériens pour la mesure des variables météorologiques et d'un ensemble de sondes immergées pour l'enregistrement des paramètres de la qualité d'eau à une profondeur fixe (à environ 80 cm de la surface d'eau). La bouée a été installée au-dessus de la zone la plus profonde du lac, ancrée en deux points (Figure 3.3), ce qui permet de contrôler son orientation, sans gêner les déplacements verticaux du panier de mesure. Par ailleurs, la bouée est repérée par un flotteur jaune, visible de nuit grâce à son feu à éclat et un périmètre de sécurité a été délimité autour.

Les capteurs météorologiques mesurent le rayonnement solaire, la vitesse et la direction du vent, la température et l'humidité relative de l'air, la pression atmosphérique et la pluviométrie. L'ensemble immergé est composé d'une sonde multiparamètres CTD pour la mesure de la température de l'eau, la profondeur (pression hydrostatique), la conductivité et le pH, une optode à oxygène dissous et un spectrofluoromètre multi-longueur d'onde (sonde FluoroProbe BBE). Le pas de temps de mesure de la bouée Proliphyc est de 30 minutes. L'ensemble des mesures est transmis en mode GPRS par un email journalier vers une base de

¹ Proliphyc : Proliférations Phytoplanctoniques, application aux cyanobactéries - Financement Agence National de Recherche - ANR

données. Les informations techniques sur les sondes et les capteurs météorologiques sont regroupées en l'annexe 1 (Tableau A.1 et Tableau A.2).

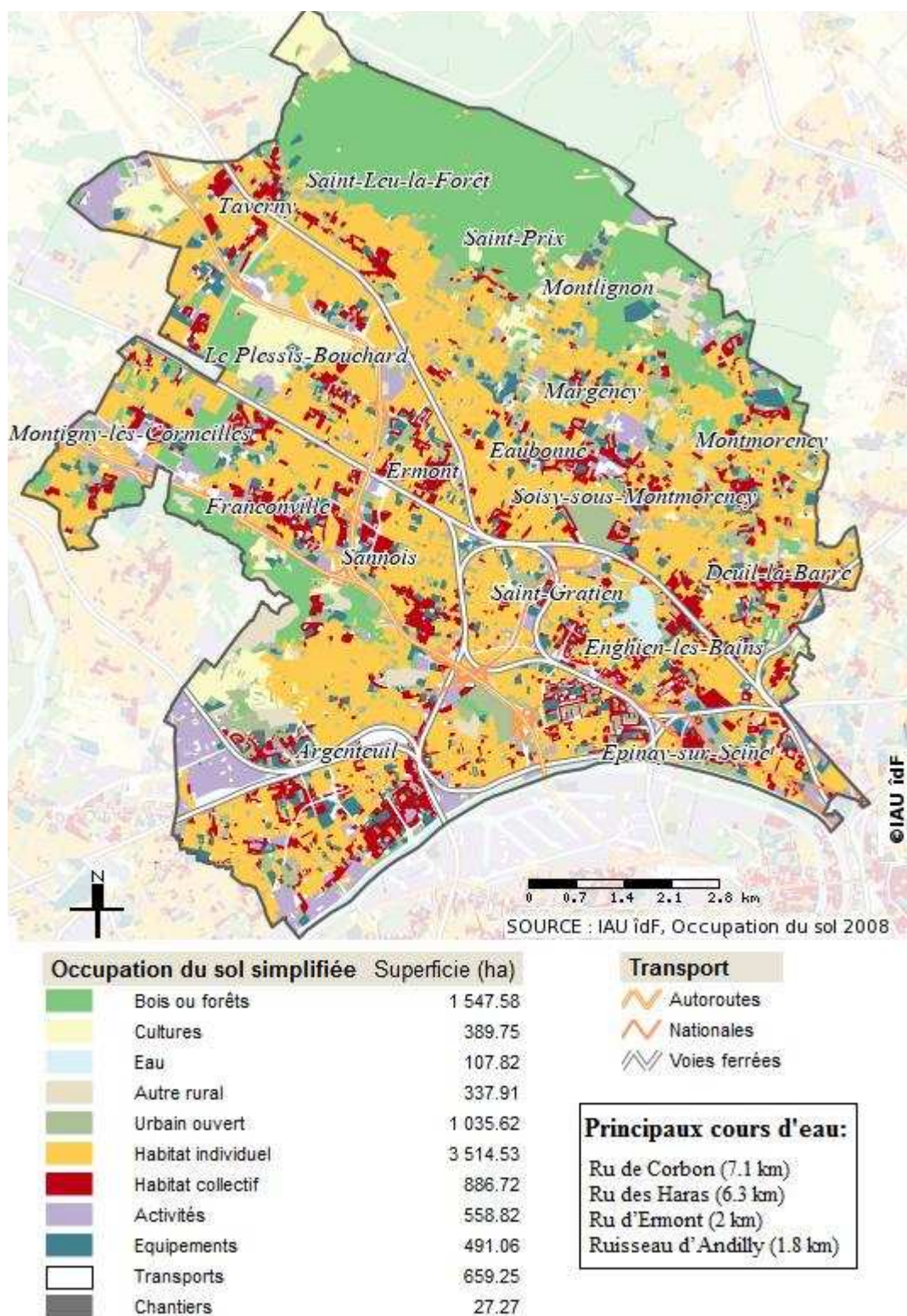


Figure 3.2 : Mode d'occupation du sol dans les communes qui composent le bassin versant du lac d'Enghien (IAURIF, 2008)

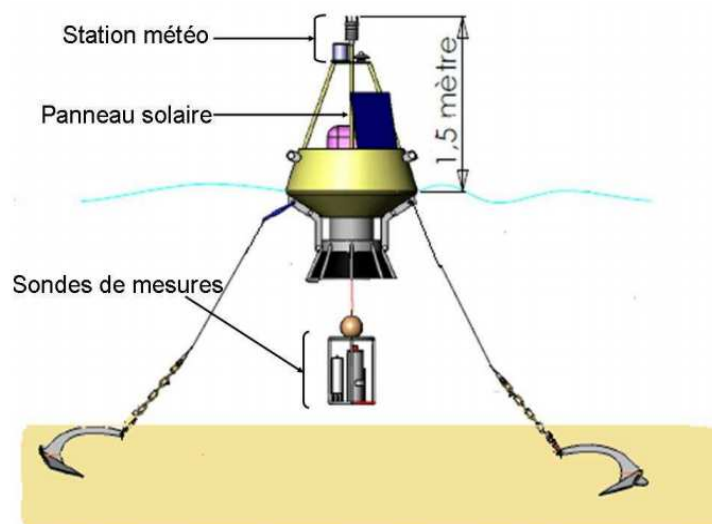


Figure 3.3 : Schéma de mouillage de la bouée Proliphyc Petit Lac (Quiblier *et al.*, 2009).

Les mesures de chlorophylle-a (chl-a) obtenues au lac d'Enghien à l'aide de la FluoroProbe (FP) ont été validées lors d'un suivi mené de novembre 2007 à septembre 2008, par comparaison avec des mesures de la sonde aux analyses spectrophotométriques et aux dénombrements phytoplanctoniques (données non publiées, projet Proliphyc). Le lac d'Enghien est fréquemment touché par des proliférations de la cyanobactérie *Planktothrix agardhii*, dont la concentration et le nombre de cellules excédaient, durant la majeure partie de la période de suivi, les seuils respectivement, de $50 \mu\text{g chl-a L}^{-1}$ et $100.000 \text{ cellules mL}^{-1}$ au-dessus desquels l'Organisation Mondiale de la Santé recommande l'interdiction de la baignade (WHO, 2003).

Entre début août et mi-septembre 2009, les mesures de la bouée ne sont pas disponibles en raison de problèmes techniques. Le Tableau 3.2 résume l'ensemble des mesures obtenues lors du suivi du lac d'Enghien. Les données météorologiques et de la communauté phytoplanctonique enregistrées par la bouée en été et automne 2009 sont présentées sur les Figures 2.4 et 2.5. Les données météorologiques ont été traitées et validées précédemment (Silva, 2010).

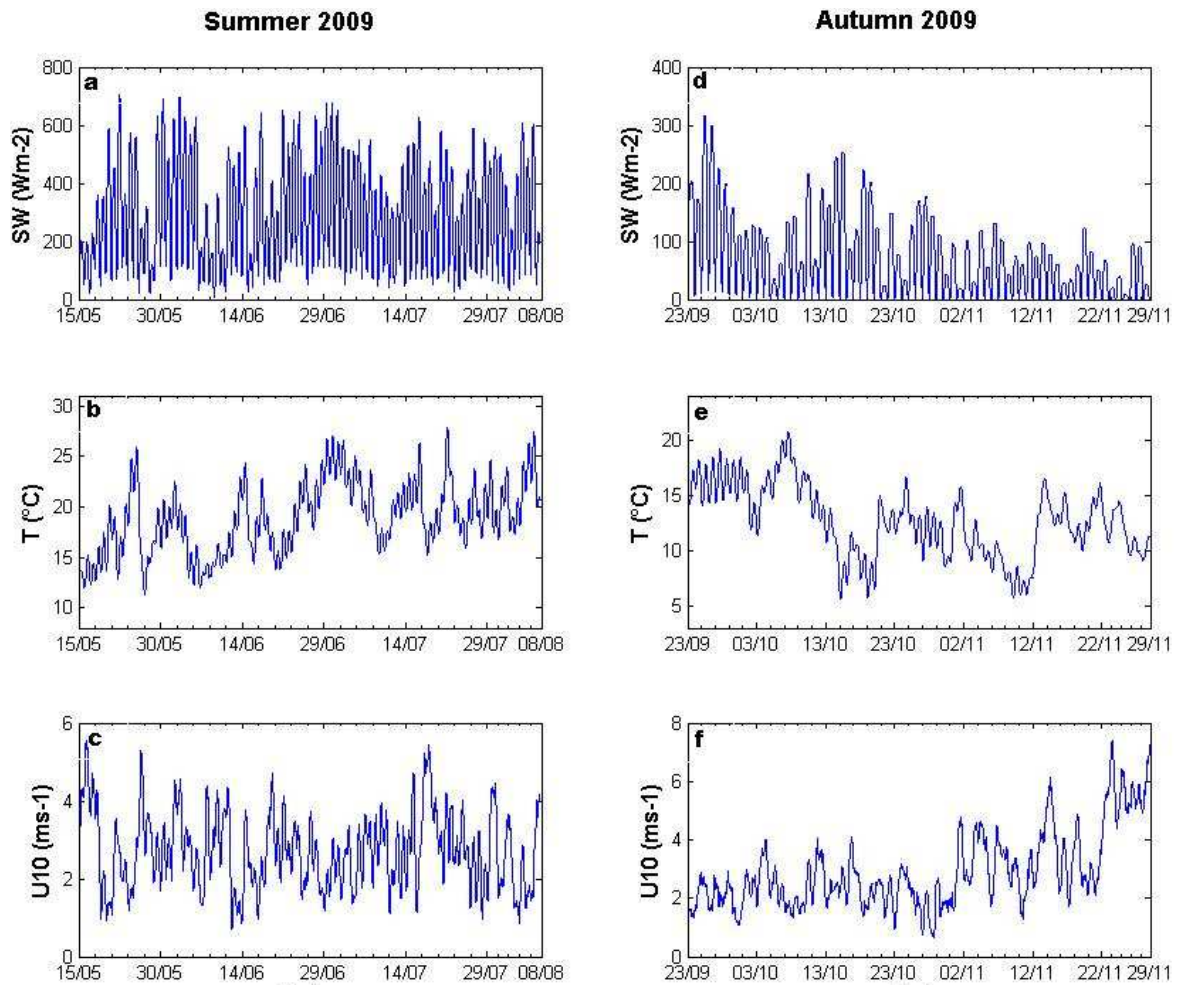


Figure 3.4: Données météorologiques mesurées par la bouée Proliphyc lors de l'été (a, b, c) et de l'automne 2009 (d, e, f) tous les 30 minutes. Rayonnement solaire – SW (a, d); Température de l'air – T (b, e) et; Vitesse du vent au-dessus du lac - U_{10} (c, f).

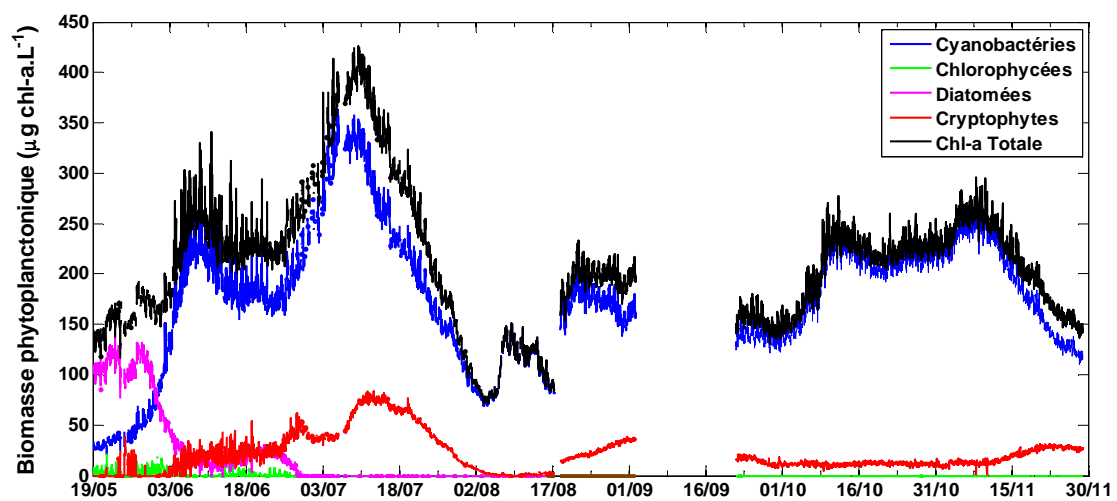


Figure 3.5: Concentrations en chl-a des différents groupes phytoplanctoniques dans le lac d'Engnien en 2009

Tableau 3.2 : Mesures du suivi du lac d'Enghien entre novembre 2008 et décembre 2009

Variable	Fréquence (min)	Période													
		2008		2009											
		Nov	Déc	Jan	Fév	Mars	Avr	May	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Rayonnement solaire	30														
Vitesse du vent	30														
Direction du vent	30														
Température de l'air	30														
Humidité de l'air	30														
Pression atmosphérique	30														
Pluviométrie	30														
Température de l'eau	30														
Pression hydrostatique	30														
Conductivité	30														
pH	30														
Oxygène dissous	30														
Spectrofluoromètre	30														

Disponibilité des données : hachuré (irrégulière) ; gris (régulière) ; blanc (pas de données).

3.2. Le lac de Pampulha

3.2.1. Localisation

Le lac de Pampulha est un lac artificiel situé au nord-est de Belo Horizonte (19°55' S, 43°56'W), dans l'Etat de Minas Gerais, Brésil (Figure 3.6 :). Il s'agit d'un réservoir hypereutrophe de taille et profondeur moyennes. Les principaux paramètres physiques, chimiques et biologiques qui caractérisent le lac de Pampulha sont présentés dans le Tableau 3.3.

Depuis les années 1990, le lac de Pampulha a fait l'objet de nombreuses études portant sur différents aspects: le cycle saisonnier de l'azote et du phosphore (Pinto Coelho et Giani, 1992), la communauté phytoplanctonique (Giani, 1994 ; Figueredo et Giani, 2001) et zooplanctonique (Pinto Coelho, 1998 ; Pinto Coelho *et al.*, 2005), la dynamique journalière des cyanobactéries (Goodwin, 1997), le bilan de masse des nutriments et de la matière organique (Tôrres *et al.*, 2007), les caractéristiques morphométriques du lac (Von Sperling, 1994 ; Resck *et al.*, 2007) et les métaux traces (Frieze *et al.*, 2010).

3.2.2. Bref historique

Le barrage a été construit sur le cours d'eau Pampulha dans les années 1930 pour approvisionner en eau potable la partie nord de la ville. Dans les années 1940, grâce à l'initiative du maire Juscelino Kubitschek, le lac a été inséré dans le projet d'urbanisme de l'architecte Oscar Niemeyer et un complexe architectural composé d'un casino (aujourd'hui Musée d'Art Pampulha), une église (Eglise São Francisco de Assis), un club (Iate Tênis Club) et un centre de loisirs (aujourd'hui Centre de Référence en Urbanisme, Architecture et Design) a été construit sur les berges.

Suite à la rupture du barrage lors d'un évènement pluvieux important en 1954, le lac a été réaménagé et depuis 1957, il fait partie du réseau d'assainissement pluvial et participe au contrôle des inondations dans la région. De plus, il constitue un espace de loisirs et d'activités sportives pour la population.

A partir des années 1970, l'urbanisation rapide du bassin versant accompagnée de la croissance de la population, du développement du secteur industriel et du manque d'infrastructure d'assainissement a entraîné des conséquences négatives sur le lac: l'ensablement provoquant la réduction de la surface du lac et de sa capacité de stockage,

l'eutrophisation de ses eaux et l'augmentation de la production primaire avec des épisodes de prolifération de cyanobactéries et une croissance excessive des macrophytes. En 1980, lors d'une prolifération cyanobactérienne grave, la qualité de l'eau a été tellement touchée que les autorités responsables ont décidé de fermer la station de production d'eau potable qui prélevait l'eau du lac (Giani, 1994).

Tableau 3.3 : Caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du lac de Pampulha.

Bassin versant du lac de Pampulha	
Population *	424 000
Surface totale	98 km ²
Sous-bassin versant Ressaca	20 km ²
Sous-bassin versant Sarandi	49 km ²
Débit moyen saison sèche Ressaca+Sarandi	0,65 m ³ s ⁻¹
Débit moyen saison des pluies Ressaca+Sarandi	1,63 m ³ s ⁻¹
Lac de Pampulha	
Altitude	801 m
Profondeur moyenne**	5,1 m
Profondeur maximale**	16,2 m
Surface**	1.97 x 10 ⁶ m ²
Volume**	9.9 x 10 ⁶ m ³
P _{total} ***	0.311 P L ⁻¹
PO ₄ ⁻³ ***	0.07 P L ⁻¹
NH ₄ ⁺ ***	4,25 mg N L ⁻¹
NO ₃ ⁻ ***	0.059 µg N L ⁻¹
Chlorophylle-a***	220 µg L ⁻¹

*Recensement 2010 (IBGE, 2010) - la population a été quantifiée à partir des données du recensement 2010, en utilisant un logiciel SIG – ArcGis version 10.1 - pour délimiter les habitants du bassin versant. ** Resck *et al.* (2007). *** Valeur moyenne pour l'année 2012 au point P2 à 0.50 m. Suivi décrit dans le paragraphe 3.2.6.

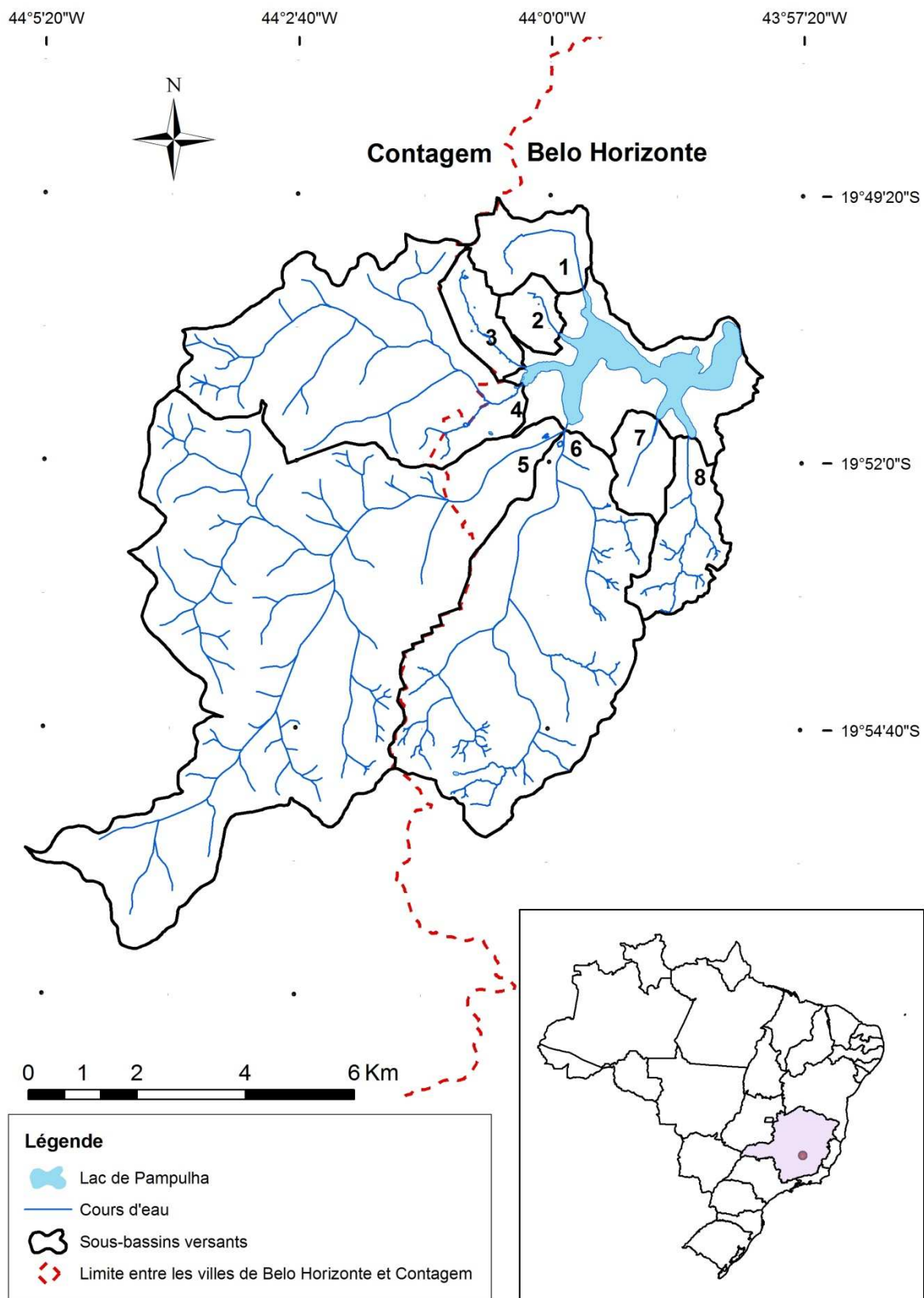


Figure 3.6 : Localisation du lac Pampulha. Affluents: (1) Olhos d'água ; (2) AABB ; (3) Bráunas ; (4) Água Funda ; (5) Sarandi ; (6) Ressaca; (7) Tijuco et (8) Mergulhão.

Malgré la dégradation de la qualité de l'eau, le lac Pampulha est resté un des points touristiques, culturels et architecturaux les plus importants de la ville. La mairie de Belo Horizonte entreprend depuis des années des travaux pour l'amélioration de la qualité de l'eau et pour retirer des sédiments qui se sont accumulés au fond du lac au cours du temps.

Entre 1979 et 1996, environ $4,6 \times 10^6 \text{ m}^3$ de sédiments ont été dragués et ont formé une petite île, où se trouve actuellement le siège du Parc Ecologique Promotor José Lins do Rego. Entre 2000 et 2006, d'autres dragages ont été entrepris pour retirer du lac $1,8 \times 10^6 \text{ m}^3$ de sédiments et de végétation flottante (Resck *et al.* 2007). En 2003, dans le cadre du Programme de Récupération et Développement Environnemental du bassin versant du lac Pampulha (PROPAM), une station de traitement des eaux fluviales (ETAF) a été implantée après la confluence des cours d'eau Ressaca et Sarandi, principaux affluents du lac Pampulha. Cette station est censée réduire l'apport de polluants dans le lac par temps sec. Elle peut traiter jusqu'à 750 L.s^{-1} , ce qui correspond au débit moyen des cours d'eau Sarandi et Ressaca pendant la saison sèche (d'avril à septembre). Lorsque le débit entrant dépasse la capacité de traitement de l'ETAF, il est déversé directement dans le lac Pampulha (Coutinho, 2007).

Entre juillet 2003 et février 2006, un suivi de l'impact de l'ETAF pour évaluer ses performances sur différents paramètres de la qualité d'eau (Tableau 3.4) a été réalisé (Coutinho, 2007).

Actuellement, la mairie envisage d'adopter des mesures pour améliorer la qualité de l'eau du lac d'ici à 2014, quand Belo Horizonte accueillera certains des matchs de la coupe du monde de football. Un nouveau dragage était prévu pour l'année 2014, ainsi que des traitements pour réduire ou éliminer les proliférations cyanobactériennes.

3.2.3. Contexte hydrographique, géologique et climatique

Le lac Pampulha est alimenté directement par huit cours d'eau, dont les plus importants, et les plus pollués sont le Sarandi, le Ressaca et l'Água Funda (Tôrres, 2007). Les deux premiers cours d'eaux comptent pour 70% du débit entrant et leurs bassins correspondent à 63% de la surface totale du bassin versant du lac Pampulha (Figure 3.6).

Les eaux du lac sortent soit par le déversoir principal, soit par une vanne (déversoir de type « tulipe ») exploitée par la mairie. Ces eaux rejoignent ensuite le ruisseau Pampulha qui se jette dans la rivière Velhas.

Tableau 3.4 : Performance de l'ETAF Ressaca – Sarandi (adapté de Coutinho 2007)

Paramètre	Efficacité moyenne (%)	Concentration moyenne à la sortie de l'ETAF
Turbidité	71	8,4 NTU
Solides en suspension	70	14 mg.L ⁻¹
DBO	71	7,6 mg.L ⁻¹
Oxygène dissous	3	5,2 mg.L ⁻¹
Azote ammoniacal	8	11,1 mg.L ⁻¹
Azote organique	-	2,5 mg.L ⁻¹
Phosphore total	74	0,31 mg.L ⁻¹
Phosphore soluble	66	0,22 mg.L ⁻¹
Huiles et graisses	27	4,4 mg.L ⁻¹

En ce qui concerne la géologie, la région qui fait partie du Complexo Belo Horizonte, est composée de granit ($2.7 \cdot 10^9$ années) et de gneiss avec des parties de migmatite ($2.8 \cdot 10^9$ années). Une couche large et profonde de sol composé principalement d'oxydes d'aluminium et de fer s'est formée. Ce sol a une texture sableuse et argileuse, très sensible à l'érosion (CPRM, 2001).

Le climat de la région est de type tropical d'altitude, avec un hiver sec et frais et un été chaud et humide. La température de l'air varie peu pendant l'année, avec des valeurs moyennes maximales de 28,8°C en février et minimale de 13,1°C en juillet. D'autre part, la pluviométrie des deux saisons, hiver sec et été humide, est très différente. Pendant la saison sèche (avril à septembre), la pluviométrie atteint sa valeur moyenne minimale en août, avec 13.7 mm de précipitation. Pendant la saison des pluies (octobre à mars), la valeur moyenne maximale est atteinte au mois de décembre avec 319.4 mm de précipitation (CPRM, 2001). Les valeurs moyennes de température de l'air et de pluviométrie proviennent de la série de mesures obtenue entre 1961 et 1990 à la station Belo Horizonte INMET.

3.2.4. *Le bassin versant*

Le bassin versant du lac Pampulha s'étend sur 98 km², dont 44 km² situé sur la commune de Belo Horizonte, correspond à la partie aval du bassin. La partie amont (54 km²) est située sur la commune de Contagem (Figure 3.6). La division du bassin versant sur deux communes complique la coordination des politiques de protection du lac.

Le bassin versant, dans les années 1930, se situait dans une région rurale, mais actuellement est très urbanisé. D'après des photographies aériennes prises entre 1994 et 1995, la surface urbanisée correspondait à 42% de la surface totale du bassin versant (CPRM, 2001). A partir d'images satellitaires prises en 2013, nous avons estimé que les zones urbanisées des sous-bassins versant Ressaca et Sarandi correspondent à elles seules à 50% de la surface totale du bassin versant du lac de Pampulha. Actuellement, la partie urbanisée du bassin versant a un caractère résidentiel, avec des centres commerciaux situés sur les principaux axes routiers et un centre industriel au sud du sous-bassin versant Sarandi (Figure 7.3).

L'occupation du sol par des habitations informelles, la déforestation, les zones de décharge clandestines, les terrassements pour établir de nouveaux lotissements et des activités industrielles sont les sources principales de matières en suspension responsables de l'ensablement des cours d'eau et du lac. Les rivières Ressaca et Sarandi constituent d'importantes sources de contamination du lac par des métaux lourds issus des industries de l'acier (Fe, Cr, Ni, Co), des industries de solvant et de peinture (Ni, Cr, Pb) et du site d'enfouissement de déchets (Cu, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb, Zn) de la ville de Belo Horizonte (Friese *et al.*, 2010). De plus, ces ruisseaux reçoivent également des rejets d'eaux usées, des déchets solides et des contaminants provenant du ruissellement urbain, ce qui contribue à des apports en nutriments très importants dans le lac.

3.2.5. *Qualité des eaux du lac*

Selon Giani (1994), le rejet des eaux usées domestiques dans les affluents au lac est responsable d'une augmentation significative de la concentration en nutriments dans le lac et de l'eutrophisation de celui-ci. En 1992, la population non raccordée au réseau d'assainissement était estimée à 100 000 habitants (Giani, 1994), ce qui correspond à un tiers de la population du bassin versant rejetant leurs eaux usées directement sur les cours d'eau.

D'après les données du recensement 2010 (IBGE, 2010) dans les limites du bassin versant, nous avons estimé qu'aujourd'hui seulement 8.3% de la population, soit environ 35 300

habitants ne sont pas raccordés au réseau d'assainissement. Outre cette réduction du rejet d'eaux usées, l'ETAF contribue à la diminution des apports en phosphore total et phosphates (efficacité moyenne de 70% selon les données du Tableau 3.4). En dépit de tous ces efforts pour améliorer les conditions de l'assainissement dans le bassin versant et réduire l'apport de nutriments dans le lac, les concentrations d'azote et phosphore dans celui-ci ne cessent d'augmenter depuis les années 1990 (Tableau 3.5). Quelques hypothèses peuvent être proposées :

- L'augmentation des raccordements clandestins sur les réseaux d'eaux pluviales, qui ne sont pas connus des autorités responsables de l'assainissement ;
- L'apport par les sources diffuses de pollution, telle les dépôts atmosphériques et le ruissellement urbain, sachant que la capacité de traitement de l'ETAF est largement dépassée en temps de pluie ;
- L'apport interne de nutriments, soit le relargage d'azote et phosphore par les sédiments du lac.

Cet apport intensif en nutriments influe sur la structure de la communauté phytoplanctonique. De fait, jusqu'au début des années 1990, une succession saisonnière des différents groupes phytoplanctoniques était observée dans le lac Pampulha (Giani, 1994). En 1996 et 1997, la succession des différents groupes algaux était présente, cependant, une diminution de la richesse en espèces phytoplanctoniques apparaît (Figueredo et Giani, 2001). Actuellement, nos résultats ont montré que les cyanobactéries sont dominantes dans le lac Pampulha pendant toute l'année, à de rares exceptions près (voir 5.2.1).

3.2.6. Suivi du lac

Le suivi du lac a été réalisé en partenariat avec le Laboratoire de Phycologie de l'Instituto de Ciências Biológicas (ICB) de l'UFMG et avec la mairie de Belo Horizonte (PBH).

3.2.6.1. Données météorologiques

Les données météorologiques ont été obtenues auprès de l'Institut National de Météorologie brésilien (INMET) dont la station météorologique la plus proche se trouve sur le campus de l'UFMG, à environ 3 km du lac Pampulha. Cette station mesure toutes les heures, les valeurs minimale, maximale et instantanée de la température et de l'humidité de l'air, du point de rosée et de la pression atmosphérique, la vitesse et la direction du vent, les cumuls horaires du rayonnement solaire et des précipitations. Ces données sont disponibles sur le site web de

l'INMET (www.inmet.gov.br), actualisées toutes les heures et téléchargeables librement jusqu'à trois mois après la mise à disposition. Après cette période, il est nécessaire de contacter l'INMET pour l'obtention des données.

3.2.6.2. Mesures in situ de la fluorescence algale

Les mesures de fluorescence algale dans le lac, utilisées comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique, ont été réalisées à l'aide des sondes spectrofluorométriques FluoroProbe (FP) et AlgaeTorch (bbe Moldaenke, Allemagne) lorsque ces équipements étaient disponibles (prêt du LEESU). Dans le cas de la sonde FP, il est possible d'obtenir une estimation de la biomasse phytoplanctonique totale, ainsi que la biomasse spécifique de chaque groupe taxonomique (§ 4.4.1) et la température de l'eau. L'AlgaeTorch mesure la fluorescence totale du phytoplancton et celle liée aux cyanobactéries, en plus de la turbidité.

Tableau 3.5 : Nitrate, ammonium et phosphore total (moyenne annuelle \pm écart type) au lac de Pampulha à 0.5 m de profondeur, au point P1 (voir Figure 3.7)

Période	N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	P _{total} (mg L ⁻¹)	Source
1984 – 1985	0.054 \pm 0.039	0.900 \pm 0.227	0.027 \pm 0.011	Giani (1994)
1993	0.040 \pm 0.028	2.396 \pm 0.915	0.040 \pm 0.022	Giani (1994)
1996 – 1997*	0.061 \pm 0.035	3.963 \pm 1.29	-	Figueredo et Giani (2001)
2012	0.064 \pm 0.100	4.358 \pm 3.272	0.256 \pm 0.188	Nos résultats

*Valeur moyenne entre la surface et 2.0 m de profondeur

Du 19 septembre au 10 novembre 2011, des campagnes bihebdomadaires ont été réalisées (à l'exception des deux dernières campagnes dont la fréquence a été hebdomadaire) afin de surveiller de près la dynamique du phytoplancton et de valider l'utilisation de la sonde spectrofluorométrique FP sur le lac de Pampulha. Lors de ces campagnes, trois points sur le lac ont été suivis, à savoir : le point P1 proche de l'Eglise São Francisco de Assis (19° 51' 23,94'' S ; 43° 58' 45,36'' W) ; point P2 proche du Musée d'Art (19°51'11,94''S ; 43°58'44,34''W) et ; le point P3 (19°50'45,6''S ; 43°58'7,26''W) proche du déversoir principal du lac (Figure 3.7).

En plus de la fluorescence algale mesurée avec la sonde FP, des profils verticaux de température (sonde SPT2, nke, France) et la transparence de l'eau (disque de Secchi) ont été mesurés. Des échantillons ont été prélevés sous la surface pour l'identification et le dénombrement du phytoplancton et l'analyse de la concentration en la chl-a.

En raison de problèmes techniques et logistiques, toutes les mesures ne sont pas disponibles pour toutes les campagnes. Le Tableau 3.6 résume ce qui a été réalisé à chaque date.

Entre le 23 août et le 21 novembre 2012, le 9 janvier et le 4 juin 2013 des profils verticaux ont été obtenus respectivement avec la FP et l'AlgaeTorch lors des campagnes décrites dans le paragraphe ci-dessous.

Tableau 3.6 : Suivi réalisé sur le lac de Pampulha du 19 septembre au 10 novembre 2011.

Campagne	Date	Sondes		Secchi	Photos	Analyses		
		BBE	SPT2			Chl	Taxonomique	Nutriments
1	19/09/2011	X			X	X ⁽¹⁾	X ⁽¹⁾	
2	22/09/2011	X		X				
3	27/09/2011	X		X	X			
4	29/09/2011	X	X	X				
5	04/10/2011	X	X	X	X			
6	06/10/2011	X	X	X		X	X	
7	11/10/2011	X	X	X		X ⁽²⁾		
8	13/10/2011	X	X	X		X	X	X ⁽³⁾
9	18/10/2011	X	X	X		X		X ⁽⁴⁾
10	20/10/2011	X	X	X		X	X	
11	01/11/2011	X	X	X		X	X	
12	10/11/2011	X	X	X	X	X	X	

(1) Echantillons analysés en France. Analyse taxonomique qualitative (INRA Thonon-les-Bains).

(2) Pas d'échantillons au point P3

(3) Au point P1, à la profondeur du disque de Secchi (échantillons de l'ICB).

(4) Analyse sur les trois points P1, P2 et P3 de NTK et NH₄.

3.2.6.3. Campagnes entre décembre 2011 et juin 2013

Entre décembre 2011 et juin 2013 un suivi mensuel (tous les 15 jours entre septembre 2012 et janvier 2013) du lac de Pampulha a été mené dans le cadre du projet MAPLU II. Durant la première année du suivi, les trois points du lac mentionnés dans le paragraphe précédent, ont été échantillonnés à la profondeur de 0.50 m. A partir de janvier 2013, les campagnes se sont

limitées au point P2 (Figure 3.7) et des échantillons en ce point ont été prélevés à 0.50, 1.50, 3.5 et 7.0 m de profondeur.

Lors de ces campagnes, des profils verticaux de température de l'eau, conductivité, pH et oxygène dissous ont été mesurés avec une sonde multiparamètres YSI 556 (YSI, EUA). Cependant, entre juin 2012 et janvier 2013 aucun profil n'a été réalisé en raison d'une panne de la sonde.

La transparence de l'eau a été estimée avec un disque de Secchi. Les échantillons ont été prélevés à l'aide d'une bouteille de type Van Dorn et ont été utilisés pour déterminer les concentrations en nitrate, nitrite, ammonium, phosphate, phosphore total, chl-a par spectrophotométrie et dénombrement du phytoplancton. Les échantillons collectés dans des bouteilles de polyéthylène de 2 L ont été conservés à 4°C dans une glacière, à l'abri de la lumière jusqu'à l'arrivée au laboratoire à l'UFMG (environ vingt minutes après l'échantillonnage du dernier point).

La préparation des échantillons pour les analyses de chl-a (Nusch, 1980), identification et dénombrement du phytoplancton (Utermöhl, 1958), phosphate, phosphore total, nitrate, nitrite et ammonium (APHA, 1998) est effectuée au laboratoire. Les analyses de nutriments ont été réalisées par les techniciens du projet MAPLU II. L'identification et le dénombrement du phytoplancton ont été réalisés au laboratoire de phycologie de l'ICB selon les méthodes établies par ce laboratoire qui étudie le lac de Pampulha depuis les années 1980. Les mesures provenant du suivi du lac de Pampulha sont regroupées dans le Tableau 3.7.

3.2.7. Suivi du bassin versant

Le suivi du bassin versant du lac de Pampulha comprend la mesure des variables hydrologiques : pluviométrie et niveau d'eau, et de la qualité de l'eau des affluents par temps sec et temps de pluie. Les variables hydrologiques sont mesurées en continu et des campagnes mensuelles et par événement ont été réalisées pour la qualité des eaux. Les paragraphes ci-dessous détaillent le suivi et le Tableau 3.12, à la fin de ce chapitre, résume les mesures de la qualité des eaux à la confluence des cours d'eau Ressaca et Sarandi.

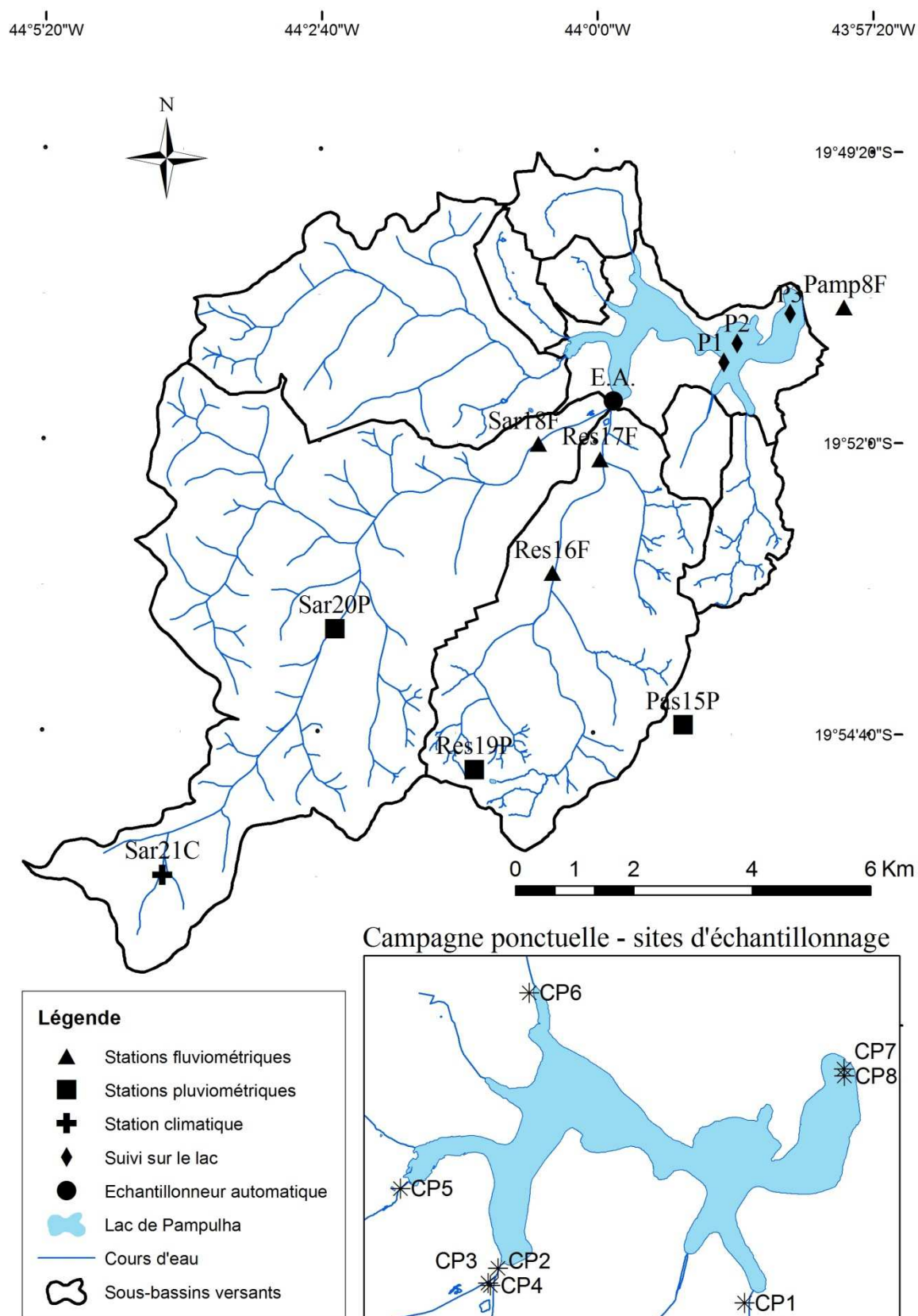


Figure 3.7: Points d'échantillonnage sur le lac Pampulha ; sites échantillonnés lors du suivi bimensuel du bassin versant du lac Pampulha ; stations de mesures de la PBH ; localisation de l'échantillonneur automatique

Tableau 3.7 : Mesures disponibles pour le lac de Pampulha

Mesure	2011				2012												2013					
	S*	O*	N*	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S**	O**	N	D	J	F	M	A	M	J
Points de suivi																						
P1, P2 e P3 - profondeur 0.5 m																						
P2 - profondeurs: 0.5; 1.5; 3.5 e 7.0 m																						
Profils verticaux																						
FluoroProbe (phytoplancton total, groupes taxonomique et température)																						
AlgaeTorch (phytoplancton total, cyanobactéries et turbidité)																						
Conductivité, pH, oxygène dissous, température (YSI 556)																						
Température (SPT2)																						
Analyses en laboratoire																						
Chlorophylle-a par spectrophotométrie																						
Nutriments (Pt, PO ₄ , NO ₃ , NO ₂ , NH ₄)																						
Dénombrement et identification du phytoplancton (1 échantillon/campagne)																						
Secchi																						

La fréquence d'obtention de mesures est mensuelle, sauf * = fréquence hebdomadaire et ** = tous les quinze jours.

P_{total} : phosphore total

PO₄ : phosphate

NO₃ : nitrate

NO₂ : nitrite

NH₄ : azote ammoniacal

3.2.7.1. *Suivi en continu*

Actuellement, le suivi hydrologique du bassin versant du lac de Pampulha est limité aux sous-bassins versants des cours d'eau Ressaca et Sarandi. La PBH gère un réseau hydrométrique composé de (i) quatre stations fluviométriques automatiques qui mesurent les précipitations et le niveau d'eau dans les cours d'eau, (ii) trois stations qui mesurent les précipitations dans le bassin versant et (iii) une station météorologique en amont du sous-bassin versant Sarandi qui mesure différentes variables météorologiques (précipitation, pression atmosphérique, vitesse et direction du vent, température et humidité).

La localisation des stations est indiquée sur la Figure 3.7. Dans chaque station, les données sont enregistrées toutes les 10 minutes et sont mises à disposition en temps réel depuis la fin de l'année 2011. Le Tableau 3.8 regroupe les mesures disponibles pour chaque station.

De plus, des capteurs (Global Water, EUA) ont mesuré toutes les 5 minutes la température, la conductivité, la turbidité et le niveau d'eau en amont de l'ETAF (19°51'38,79''S ; 43°59'48,11''O) entre mi-février et mi-juin 2013.

3.2.7.2. *Campagnes ponctuelles sur les affluents*

Des campagnes ponctuelles sur les principaux affluents au lac de Pampulha ont été menées de février 2012 à janvier 2013. Ces campagnes ont une fréquence bimestrielle jusqu'en août 2012, où elles sont devenues mensuelles. L'accès à certains affluents est difficile ; par exemple, les cours d'eau Olhos d'Água, AABB, Braúnas et Tijuco sont canalisés et couverts en amont du lac. De ce fait, les prélèvements se sont limités aux cours d'eau dont les volumes et les apports en polluants ont déjà été reconnus comme les plus importants. Ainsi les ruisseaux Mergulhão, Ressaca, Sarandi et Água Funda ont été sélectionnés pour l'échantillonnage et Olhos d'Água a été échantillonné uniquement lors de la première campagne. Les cours d'eau Ressaca et Sarandi ont été échantillonnés avant et après leur confluence, juste en amont de l'ETAF.

En ce qui concerne l'exutoire, les flux d'eau provenant de chaque déversoir du lac de Pampulha (déversoir tulipe et déversoir linéaire) se rejoignent à l'aval du lac, dans le ruisseau Pampulha qui traverse la zone de contrôle de l'aéroport de Belo Horizonte. L'accès à ce ruisseau n'a pas été toujours possible. Les sites échantillonnés à chaque campagne sont listés dans le Tableau 3.9 et indiqués sur la Figure 3.7.

Tableau 3.8 : Suivi du bassin versant du lac de Pampulha – détail de mesures disponibles pour les stations de la PBH entre septembre 2011 et juin 2013

Station	Mesure	Début	Fin
Pamp8F	Précipitation	01/09/2011	30/06/2013
	Niveau d'eau	01/09/2011	30/06/2013
Pas15P	Précipitation	07/10/2011	30/06/2013
Res16F	Précipitation	28/09/2011	30/06/2013
	Niveau d'eau	07/11/2011	30/06/2013
Res17F	Précipitation	28/01/2012	30/06/2013
	Niveau d'eau	28/01/2012	30/06/2013
Sar18F	Précipitation	28/09/2011	30/06/2013
	Niveau d'eau	07/11/2011	22/02/2013
Res19P	Précipitation	27/09/2011	30/06/2013
Sar20P	Précipitation	27/09/2011	30/06/2013
Sar21C	Précipitation	27/09/2011	30/06/2013

Sur le terrain, l'eau est prélevée à l'aide d'un seau au milieu des cours d'eau, puis transvasé dans des bouteilles en polyéthylène de 2 L, conservées dans une glacière jusqu'à l'arrivée au laboratoire. Sur un deuxième prélèvement, la mesure de la température, de la conductivité et du pH était ensuite réalisée avec une sonde (INSTRUTHERM 1.0, Brésil). Lorsque c'était possible, un moulinet a été utilisé pour mesurer la vitesse de l'eau et la section mouillée a été évaluée. Les analyses ont été réalisées au laboratoire de physico-chimie du Département de Génie Environnemental et d'Assainissement (DESA) de l'UFMG. Les analyses ont été réalisées selon les méthodes de référence (APHA, 1998) par les techniciens du projet MAPLU II. Les paramètres mesurés et les méthodes utilisées sont présentés dans le Tableau 3.10.

3.2.7.3. *Suivi des évènements pluvieux*

Un échantillonneur automatique ISCO 3700 (Teledyne ISCO, EUA) couplé à un capteur de niveau d'eau (Liquid Level Actuator 16400, Global Water) a été installé en amont de l'ETAF, juste après la confluence des cours d'eau Ressaca et Sarandi (Figure 3.7). Cet équipement doté de 24 flacons de 1 L a été utilisé pour le prélèvement des échantillons dans les cours d'eau Ressaca/Sarandi lors des évènements pluvieux.

L'échantillonneur a été programmé pour déclencher le prélèvement dès qu'un seuil du niveau d'eau est dépassé. Pendant 4 heures, 800 mL de l'eau sont collectés toutes les 10 minutes, ce qui permet d'avoir des échantillons sur toute la durée de l'hydrogramme de crue pour des évènements courants (pluies d'environ 80 minutes). La conductivité et la turbidité sont mesurées au laboratoire sur les échantillons. Les échantillons sont rassemblés de façon à en réduire le nombre à 12 au maximum, en se basant sur les mesures de turbidité et de conductivité dans les 24 flacons de départ. On suit ainsi le début, la montée, le pic, la descente et la fin de l'hydrogramme de crue. Les paramètres listés dans le Tableau 3.10 ont été mesurés dans les échantillons composés. Les évènements pluvieux échantillonnés sont indiqués dans le Tableau 3.11.

Le 18 juin 2013, l'échantillonneur automatique a été utilisé pour une collecte par temps sec pendant 24 heures, soit 1 échantillon par heure, pour caractériser le flux de temps sec. Les analyses ont été réalisées sur les échantillons rassemblés deux à deux.

Tableau 3.9 : Cours d'eau échantillonnés lors du suivi ponctuel du bassin versant du lac Pampulha

	Code	Site	2012								2013	Coordonnées UTM23 WGS84
			06/02	23/04	04/06	29/08	13/09	18/10	22/11	20/12	29/01	
En amont du lac	CP1	Cour d'eau Mergulhão	X	X	X	X	X	X	X	X	X	W 43°58'33.78" S 19°51'48.0"
	CP2	Confluence Ressaca/Sarandi	X	X	X	X	X	X	X	X	X	W 43°59'49.86" S 19°51'38.76"
	CP3	Cour d'eau Ressaca					X	X	X	X	X	W 43°59'49.4" S 19°51'41.67"
	CP4	Cour d'eau Sarandi					X	X	X	X	X	W 43°59'52.54" S 19°51'42.75"
	CP5	Cour d'eau Água Funda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	W 44°0'19.98" S 19°51'15.3"
	CP6	Cour d'eau Olhos d'Água	X									W 43°59'40.56" S 19°50'18.18"
A la sortie du lac	CP7	Déversoir linéaire	X		X		X	X	X	X	X	W 43°58'3.96" S 19°50'39.72"
	CP8	Déversoir tulipe			X		X	X		X	X	W 43°57'59.16" S 19°50'42.24"
	CP9	Cour d'eau Pampulha	X	X		X	X	X		X	X	W 43°57'43.81" S 19°50'41.53"

Tableau 3.10 : Analyses réalisées lors du suivi ponctuel du bassin versant du lac de Pampulha

Analyse	Méthode
Solides en suspension totaux	Gravimétrie (APHA,1998)
Turbidité	Turbidimètre (TB-1000P, TECNOPON)
Azote ammoniacal macro	Minéralisation et titrage (APHA,1998)
Azote Kjeldahl macro	Minéralisation, distillation et titrage (APHA,1998)
Azote ammoniacal semi-micro	Distillation e colorimétrie (APHA,1998)
Azote Kjeldahl semi-micro	Minéralisation, distillation et colorimétrie (APHA,1998)
Carbone organique total, carbone total, carbone minéral et azote total dissous	Analyseur de carbone (TOC – VCPN, SHIMADZU) et azote (TNM-1, SHIMADZU)
Anions (fluorure, nitrate, nitrite et phosphate, sulfate, chlorure)	Chromatographie ionique (ICS-1000, DIONEX)
Phosphore total	Minéralisation et colorimétrie (APHA,1998)

Tableau 3.11 : Échantillonnage automatique des évènements pluvieux à l'entrée du lac de Pampulha

Date (2013)	*Précipitation (mm)	Durée (minutes)	**Intensité (mm. h ⁻¹)	Temps de retour (mois)	Nombre de jours de temps sec auparavant
28/02	2.8	110	1.53	0.13	0
15/03	13.2	110	7.2	1	4
27/03	1.8	80	1.35	0.5	3
08/04	37.0	100	22.2	3	3
22/05	4.8	40	7.2	1	40
23/05	2.0	20	6.0	0.13	0

* Pluviomètre Res17F sauf pour le 23/05/2013 quand les données du pluviomètre Sar18F ont été utilisées (voir Figure 3.7). ** Moyenne sur la durée de l'événement pluvieux

Tableau 3.12 : Mesures de qualité de l'eau disponibles pour la confluence des cours d'eau Ressaca/Sarandi

Mesure	2012									2013						
	06/02	23/04	04/06	29/08	13/09	18/10	22/11	20/12	29/01	28/02	15/03	27/03	08/04	22/05	23/05	18/06
	Campagnes ponctuelles									Echantillonneur automatique						
pH																
Température																
Conductivité																
Turbidité																
Matières en suspension																
P _{total}																
NH ₄																
NTK																
IC																
TOC																
Turbidité (<i>in continu</i>)																
Température (<i>in continu</i>)																
Conductivité (<i>in continu</i>)																

Pt : phosphore total

NH₄ : azote ammoniacal

NTK : azote total Kjeldahl

IC : Fluorure, chlorure, sulfate, nitrite, nitrate, phosphate.

TOC : carbone organique dissous, carbone minéral dissous, carbone et azote total (dissous)

Conclusions de la Partie I

Les principaux impacts de l'urbanisation sur le cycle de l'eau dans les villes sont : (i) l'augmentation de débits de pointe lors d'un évènement pluvieux courant (temps de retour < 10 ans), (ii) la réduction du débit de base, (iii) l'intensification du processus d'érosion et l'augmentation des sédiments exportés par le bassin versant, (iv) le changement de l'aspect esthétique des cours d'eau et (iv) la dégradation de la qualité des eaux.

Dans les écosystèmes lenticques, l'urbanisation peut réduire leur capacité volumique en raison de l'apport de sédiments érodés, conduire à une contamination des eaux et des sédiments par des micropolluants organiques et minéraux en provenance de sources ponctuelles et diffuses, telles les dépôts atmosphériques et le ruissellement urbain et, amener à l'eutrophisation en raison de l'apport excessif en phosphore et azote.

Le rejet des eaux usées domestiques et industrielles est la cause principale de l'eutrophisation des plans d'eau dans les régions urbanisées, surtout dans les pays en développement. Malgré l'impact du ruissellement urbain en termes de charges en phosphore et azote, cette source de pollution a été beaucoup moins étudiée que les sources ponctuelles en région urbaine et que ruissellement sur des surfaces agricoles.

Les effets de l'urbanisation se font sentir tant dans le lac d'Enghien en France que dans le lac de Pampulha au Brésil, en dépit de leurs contextes géographiques très différents. Dans le lac d'Enghien, les proliférations de cyanobactéries potentiellement toxiques gênent les usages du lac pour les loisirs et la pratique des sports nautiques. Une station de surveillance automatique, en place sur le lac, a permis d'étudier en détails la dynamique cyanobactérienne à petite échelle temporelle.

Au lac de Pampulha, les efforts menés par les autorités municipales pour réduire les apports en nutriments, n'ont pas réussi à diminuer son niveau d'eutrophisation. Au contraire, depuis les années 1980, les concentrations en azote et phosphore augmentent et des proliférations cyanobactériennes sont de plus en plus fréquentes. Les causes probables en sont (1) l'augmentation des mauvais raccordements dans le réseau d'eaux pluviales, (2) la contribution des sources diffuses (dépôt atmosphérique et ruissellement superficiel) qui ne sont pas traités par l'ETAF et (3) le relargage des nutriments par les sédiments du lac.

Pour conclure cette première partie, nous pouvons mettre l'accent sur le fait que l'urbanisation réduit les services écosystémiques rendus par les milieux lenticques.

PARTIE II : LES CYANOBACTERIES DANS LES ECOSYSTEMES LENTIQUES

4. SUIVI DES CYANOBACTERIES DANS LES LACS

Ce chapitre porte sur le suivi des cyanobactéries dans les milieux limniques. Le paragraphe 4.1 introduit le panorama général du phytoplancton et son rapport avec la qualité de l'eau. Puisque cette thèse traite des cyanobactéries dans les milieux lentiques, nous nous intéresserons davantage à l'écologie de ce groupe phytoplanctonique (paragraphe 4.2). Leurs caractéristiques principales, leurs stratégies de développement et les deux principales espèces présentes dans nos deux sites d'étude de cette thèse sont présentées. Ensuite, des méthodes de surveillance de la qualité des eaux récemment appliquées dans les milieux lacustres ainsi que dans le milieu marin pour le suivi de la dynamique phytoplanctonique sont abordées dans le paragraphe 4.3. Enfin, le paragraphe 4.4 discute l'utilisation de la spectrofluorométrie *in situ* pour quantifier la biomasse phytoplanctonique et cyanobactérienne.

4.1. Le phytoplancton et la qualité de l'eau dans les lacs

Le plancton est défini comme une communauté de plantes et d'animaux en suspension dans les milieux aquatiques, entraînée par le vent et les courants. Le phytoplancton se compose de microorganismes autotrophes planctoniques, c'est-à-dire, des organismes en suspension dans la colonne d'eau capables de produire leur propre biomasse par la photosynthèse. Le plancton a été observé la première fois dans les années 1840 par Johannes Müller, toutefois sa dénomination ne lui a été attribuée que quelques années plus tard, en 1887, par Viktor Hensen. Celui-ci a aussi reconnu l'ubiquité phytoplanctonique, la connexion entre la lumière dans les couches superficielles et la présence du phytoplancton et l'importance nutritive du phytoplancton pour les copépodes et d'autres petits animaux qui à leur tour, sont consommés par les poissons (Reynolds, 2006).

Le phytoplancton d'eau douce est composé de plusieurs groupes d'algues et bactéries photosynthétiques. Leur croissance dépend de leur capacité à capter l'énergie lumineuse pour réaliser la photosynthèse en quantité supérieure aux nécessités respiratoires. Cependant, le rayonnement solaire dans les longueurs d'onde utilisables pour la photosynthèse ou « *photosynthetically active radiation – PAR* » n'est pas distribué uniformément le long de la colonne d'eau. La lumière subit une atténuation exponentielle en fonction de la profondeur en

raison de l'absorbance par l'eau et les matières dissoutes et de la dispersion provoquée par des matières particulaires. Les organismes phytoplanctoniques se trouvent en général dans la zone euphotique, c'est-à-dire, jusqu'à la profondeur où la lumière solaire est suffisante pour assurer leur production photosynthétique (Sournia, 1978).

Le phytoplancton a une masse volumique plus importante que celle de l'eau. Des mécanismes lui permettent de rester dans la zone euphotique et de réduire la sédimentation. Par exemple, certaines espèces sont petites et de masse volumique proche de celle de l'eau, d'autres, au contraire, forment des colonies et profitent d'un rapport surface/volume plus important pour réduire leur vitesse de sédimentation. D'autres espèces sont mobiles, tels les dinoflagellés (Reynolds, 1984 ; 2006). En plus de l'énergie solaire, la croissance phytoplanctonique dépend du dioxyde de carbone et des macronutriments, tels que l'azote, le phosphore et la silice.

Les nitrates, les nitrites et l'ammonium sont les formes d'azote assimilables par le phytoplancton qui les utilisent dans la synthèse des acides aminés et des protéines. Le phosphore est consommé sous la forme d'orthophosphate. Dans les milieux aquatiques, la concentration en phosphore est généralement inférieure aux besoins du développement phytoplanctonique et sa concentration établit donc, les limites de la production phytoplanctonique (Tundisi et Tundisi, 2008). La silice est aussi un nutriment important pour certaines populations phytoplanctoniques (diatomées) car elle est le principal constituant du frustule de ces organismes (Wetzel, 1983). En plus des macronutriments, le fer, le manganèse, le molybdène, le cobalt et le zinc en quantité trace peuvent aussi être des facteurs limitants pour certaines espèces.

Une grande diversité d'espèces phytoplanctoniques a été répertoriée dans les eaux douces et surtout dans le milieu marin, où on estime l'existence de jusqu'à 5000 espèces (Tett et Barton, 1995). En plus de la richesse spécifique, la variété de formes, tailles et affinités phylogénétiques rend délicat le classement du phytoplancton, normalement basé sur le critère phylogénétique. Ainsi, un classement phycologique universel n'existe pas de nos jours et plusieurs alternatives existent dans la littérature. Reynolds (1984) propose de séparer le phytoplancton d'eau douce entre les règnes Eucaryote et Procaryote. Dans ce dernier, les uniques espèces phytoplanctoniques sont constituées des cyanobactéries.

Une des caractéristiques du phytoplancton est la présence de pigments qui absorbent la lumière nécessaire à la photosynthèse, telles les chlorophylles, les caroténoïdes et les biliprotéines. La chlorophylle-a (chl-a) est présente dans toutes les espèces

phytoplanctoniques tandis que la chlorophylle-b (chl-b) est présente seulement chez les chlorophytes et les euglenophytes. Les biliprotéines (phycoérythrine et phycocyanine) sont produites par les cyanobactéries et dans une moindre mesure par les cryptophytes et les rodophytes. L'énergie lumineuse absorbée par les chl-b, chl-c, caroténoïdes et biliprotéines est transférée vers la chl-a qui, excitée, émet de la fluorescence (Wetzel, 1983).

Le phytoplancton possède une grande importance écologique car il constitue la majeure partie des producteurs primaires dans les milieux aquatiques et donc, est à la base de tout le réseau trophique (Tundisi et Tundisi, 2008). De plus, certaines espèces sont indicatrices du degré de pollution du milieu car le stress causé par la pollution se reflète dans la structure de la communauté phytoplanctonique et dans la succession du phytoplancton, plutôt que dans sa biomasse totale (Sournia, 1978).

Lorsque les conditions de température, de stabilité dans la colonne d'eau, de disponibilité des nutriments et d'absence des prédateurs sont remplies, une ou quelques espèces phytoplanctoniques peuvent se développer massivement, et causer des proliférations phytoplanctoniques. Celles-ci sont responsables de la réduction de la transparence de l'eau, de la concentration en oxygène dissous et de la diversité des espèces à tous les niveaux trophiques. Ainsi, la diversité et l'abondance de la biomasse phytoplanctonique sont également des indicateurs de l'état trophique des milieux aquatiques et de la qualité de leurs eaux, surtout dans les lacs et réservoirs où les vitesses d'eau sont très faibles et en conséquence, favorables à la vie planctonique.

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE, directive 2000/60/EC) en vigueur en Europe depuis 2000 établit que la composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton sont des éléments de qualité à prendre en compte lors de la classification de l'état écologique des eaux continentales. De plus, lorsqu'un programme de restauration d'un plan d'eau est en cours, les contrôles opérationnels réalisés dans le cadre de la DCE prévoient un suivi du phytoplancton par des échantillonnages tous les six mois, au minimum (Parlement et Conseil Européen, 2000). Basée sur la DCE, l'arrêté du 25 janvier 2010 règlemente les méthodes et les critères d'évaluation de l'état écologique, chimique et du potentiel écologique des eaux de surface en France. La moyenne estivale de la concentration en chl-a est un indicateur de la biomasse phytoplanctonique utilisée pour le classement de l'état des eaux douces de surface en *Très bon/Bon*, *Bon/Moyen*, *Moyen/Médiocre* et *Médiocre/Mauvais*, les limites de chaque classe étant basés sur la profondeur moyenne des plans d'eau.

Au Brésil, la résolution n° 357/2005 (CONAMA, Conseil National de l'Environnement) est relative à la classification des plans d'eau et les directives environnementales pour leur suivi. Les plans d'eau douce brésiliens appartiennent à des classes qui varient entre 1 (bonne qualité) à 4 (mauvaise qualité), selon la valeur de certains paramètres physiques, chimiques et biologiques. Parmi les paramètres biologiques se trouvent la concentration en chl-a et la biomasse des cyanobactéries en nombre de cellules par unité de volume (CONAMA, 2005).

4.2. Les cyanobactéries

Dans les milieux lacustres, parmi tous les organismes qui composent le phytoplancton, les cyanobactéries sont ceux qui posent plus problème en ce qui concerne la santé publique en raison de leur potentiel toxique. Les cyanobactéries du genre *Planktothrix*, *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomon*, *Cylindrospermopsis*, *Oscillatoria* et *Nostoc* sont des espèces potentiellement productrices d'hépatotoxines (microcystines, nodularines, cylindrospermopsine), neurotoxines (anatoxine-a et saxitoxines) et endotoxines (lipopolysaccharides) dangereuses pour la santé humaine et pour les animaux (Huisman *et al.* 2005).

Parmi les humains, des réactions allergiques ont déjà été reliées à des proliférations de cyanobactéries toxiques, mais le cas le plus grave de contamination a été enregistré à Caruaru (Brésil) en 1996 quand 126 patients d'une unité d'hémodialyse ont été intoxiqués. L'eau utilisée dans l'hémodialyse contenait de la microcystine et a été directement introduite dans le système de circulation des patients provoquant vomissements, vertiges, maux de têtes, surdité, cécité, convulsions et la mort de 60 personnes (Pouria *et al.*, 1998).

En plus des intoxications humaines et animales, les proliférations cyanobactériennes sont des sources de nuisances pour les usages de l'eau : elles confèrent goûts, odeurs et couleur à l'eau de boisson, contaminent les poissons et interdisent la baignade et les sports nautiques (Chorus et Bartram, 1999 ; WHO, 2003).

Les cellules cyanobactériennes contiennent la phycocyanine, un pigment qui leur donne une couleur bleu-vert. Ce groupe phytoplanctonique diffère des autres car il s'agit de microorganismes procaryotes. D'autre part, les cyanobactéries réalisant la photosynthèse, elles appartiennent à une double classification : selon le Code International de Nomenclature Bactériologique (Lapage *et al.*, 1992) elles sont classées parmi les bactéries en raison de leurs

caractéristiques physiologiques et génotypiques ; selon le Code International de Nomenclature Botanique (McNeill *et al.*, 2012) ce sont des algues si l'on considère leur morphologie.

Parmi tous les organismes photosynthétiques, les cyanobactéries possèdent le plus large éventail d'habitats écologiques. Des espèces de cyanobactérie ont été déjà retrouvées dans des environnements froids et chauds, alcalins et acides, dans les milieux marins, d'eaux douces, terrestres et en symbiose avec des plantes, des champignons et des protistes. En ce qui concerne leur morphologie, les cyanobactéries peuvent se développer sous forme unicellulaire, coloniale, filamenteuse ou pluricellulaire. Certaines sont planctoniques et d'autres de caractère plutôt benthique. Certaines espèces possèdent des cellules spécialisées (i) les hétérocytes capables de fixer l'azote atmosphérique, (ii) les hormogonies, cellules de multiplication asexuées, (iii) les akinètes, cellules de stockage qui permettent une survie lors de conditions défavorables sont des pores asexués dont la paroi épaisse accumule des réserves protéiques. Lorsque les conditions sont favorables, les akinètes germent. En plus de ces cellules spécialisées qui leur confèrent des avantages compétitifs, certaines espèces comptent aussi des vacuoles à gaz qui permettent la régulation de leur position dans la colonne d'eau par flottabilité (Gupta *et al.*, 2013 ; Walsby *et al.*, 1997).

Chez les cyanobactéries, la reproduction est asexuée et se fait soit par division cellulaire (fission binaire), soit à l'aide des hormogonies. La photosynthèse est possible grâce à la présence du photosystème II (PS II). Le PS II est constitué d'un noyau contenant de la chl-a et d'une membrane de thylacoïdes (« *peripheral antenna complex* ») où se trouvent des pigments accessoires, telles l'allophycocyanine, la phycocyanine, la phycoérythrine et la phycoérythrocyanine, qui sont spécifiques à chaque espèce de cyanobactérie. La chl-a et les pigments accessoires sont utilisés pour capter la lumière, le type de pigment accessoire étant décisif pour déterminer la part du spectre lumineux qui sera absorbée (Dau, 1998). Dans les lacs profonds, l'adaptation chromatique a déjà été observée chez certaines espèces de cyanobactéries dont les pigments changent en fonction de la lumière disponible. Ce mécanisme assure que l'organisme réalisera une assimilation optimale des radiations et obtiendra par conséquent, la productivité maximale (Esteves, 1998).

Comme pour les autres groupes phytoplanctoniques, lorsque les conditions environnementales sont propices, les taux de reproduction des cyanobactéries peuvent atteindre des niveaux très hauts et la dominance d'une espèce se fait au détriment d'autres. Des densités élevées d'une certaine espèce caractérisent le phénomène de prolifération cyanobactérienne, qui pour

certaines espèces, telle *Microcystis*, peuvent se traduire par la formation d'écumes de surface aussi nommées efflorescences. Les épisodes de prolifération cyanobactérienne engendrent des déséquilibres dans les écosystèmes aquatiques: augmentation de la turbidité de l'eau et suppression d'habitats importants pour les invertébrés et les poissons (Paerl et Huisman, 2008) ; réduction de la diversité phytoplanctonique. De plus, la dégradation de la biomasse cyanobactérienne engendre une réduction de la concentration d'oxygène dissous dans le milieu ce qui peut être à l'origine d'une mortalité massive des poissons.

Nombreux sont les facteurs qui jouent dans le déterminisme des proliférations cyanobactériennes. Les facteurs environnementaux les plus importants pour la capacité des cyanobactéries à coloniser des milieux lentiques sont les suivants:

- Température : les cyanobactéries peuvent se développer dans une large gamme de températures. Il existe des espèces dont les températures optimales sont plus élevées (*Synechococcus*, 35 - 45°C) et d'autres qui préfèrent des eaux plus froides (*P. agardhii* (Anagnostidis & Komárek) et *Planktothrix rubescens* (De Candolle ex Gomont), < 10°C). En général, les espèces qui forment des efflorescences croissent entre 20 et 25°C ;
- Climat lumineux : la capacité à utiliser la lumière disponible est un facteur déterminant pour le développement des cyanobactéries. L'intensité lumineuse disponible pour les cyanobactéries varie en fonction de l'intensité du rayonnement solaire, de la nébulosité et de la transparence de l'eau. Celle-ci dépend des substances humiques dissoutes, de la remise en suspension de sédiments, de l'ombrage par les espèces phytoplanctoniques. Sous de faibles intensités lumineuses, les cyanobactéries peuvent se développer plus vite que d'autres espèces phytoplanctoniques car elles n'ont pas besoin de beaucoup d'énergie pour maintenir leurs structures et fonctions cellulaires. D'autre part, l'excès de lumière peut être nuisible et inhiber leur développement, ou même, être létal.
- Hydrodynamique: le taux de croissance cyanobactérienne est inférieur à celui d'autres espèces phytoplanctoniques. Un taux de croissance moindre requiert un temps de séjour de l'eau plus élevé pour permettre la prolifération. Ainsi, des proliférations de cyanobactéries ne se développent pas dans des cours d'eau dont le temps de séjour de l'eau est court. La stratification thermique est un autre facteur important car elle joue

sur la distribution verticale des cyanobactéries et agit sur diverses variables essentielles pour la croissance de ces organismes, notamment sur l'accès à la lumière (Huisman, 2004). Lors des périodes de stratification, les espèces dotées de vésicules à gaz ont un avantage compétitif par rapport aux autres puisqu'elles montent à la surface pour assimiler plus de lumière. Dans ces périodes plus calmes, la sédimentation joue aussi un rôle sur la dynamique des cyanobactéries. D'autre part, dans les périodes de mélange ce sont les espèces capables de s'adapter à de faibles intensités lumineuses qui sont avantagées.

- **Nutriments** : les nutriments tels l'azote et le phosphore constituent fréquemment les facteurs limitant la croissance cyanobactérienne. Lorsque la disponibilité en nutriments est réduite, les cyanobactéries font appel à certains mécanismes tels la capacité de fixer l'azote atmosphérique et la constitution de réserves sous forme de granules de polyphosphate et de cyanophycine. De plus, les cyanobactéries ont une affinité pour l'azote et le phosphore plus importante que celle d'autres groupes phytoplanctoniques qui sont exclus de la compétition lorsque les concentrations en nutriments sont insuffisantes.
- **Prédation** : l'impact de la consommation des cyanobactéries par le zooplancton semble limité puisque celles-ci constituent une source de nourriture pauvre en acides gras polyinsaturés et parfois, ne sont pas digérées. De plus, les formations coloniales ou filamenteuses de grande taille sont difficiles à ingérer. D'autre part, le broutage par le zooplancton des compétiteurs des cyanobactéries plus facilement ingérables favorise la croissance cyanobactérienne. L'influence des virus, bactéries et des actinomycètes sur la réduction de la biomasse cyanobactérie est encore mal connue.

Selon leur type de développement, les cyanobactéries planctoniques peuvent être séparées en espèces efflorescentes, distribuées uniformément, stratifiées et fixatrices d'azote.

Les espèces dotées de vésicules à gaz qui forment de larges colonies à la surface du plan d'eau sont des cyanobactéries efflorescentes. Lorsque leur masse volumique augmente en raison du stockage de carbohydrates produits par photosynthèse, elles sont entraînées sous la zone euphotique où le stock accumulé sera consommé par respiration et pour la synthèse de nouvelles vésicules. Celles-ci permettront à la colonie de remonter en surface et retrouver la lumière nécessaire pour la photosynthèse. Ce mécanisme n'est pas efficace dans les milieux

turbulents. Les cyanobactéries dont la résistance à des intensités lumineuses est importante sont les suivantes: *Microcystis*, *Anabaena* et *Aphanizomenon*.

Les espèces dispersées de façon homogène au long de la colonne d'eau sont des cyanobactéries sensibles à de fortes intensités lumineuses et qui se trouvent sous forme filamenteuse (e.g. *Limnothrix redekei* ; *P. agardhii*). Leur mobilité verticale est très limitée et ces cyanobactéries sont plutôt entraînées par la circulation de l'eau. Difficiles à brouter, ces espèces excluent d'autres organismes phytoplanctoniques en empêchant la lumière de les atteindre (effet d'ombrage). Elles sont très présentes dans les lacs peu profonds et eutrophes.

Les cyanobactéries présentes dans le métalimnion des lacs stratifiés thermiquement sont appelées espèces stratifiées. Normalement, il s'agit d'espèces dotées de phycoérythrine, pigment rouge qui absorbe la lumière verte, la plus disponible à cette profondeur. *P. rubescens* est la représentante principale de ce groupe.

Finalement, les espèces du genre *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia* et *Nostocales* sont capables de fixer l'azote atmosphérique lorsque l'azote sous forme minérale dissoute est peu abondant. Ceci est un avantage dans les milieux aquatiques limités par l'azote. Cependant, de grandes quantités d'énergie solaire sont requises.

Compte tenu de toutes ces caractéristiques des cyanobactéries et de leur potentiel toxique, elles sont présentes partout et leurs proliférations posent de nombreux problèmes. Toutefois, les cyanobactéries présentent aussi des aspects positifs. Gupta *et al.* (2013) présentent l'utilisation des cyanobactéries dans des domaines divers, dans l'agriculture en tant que biofertilisants ou pour le contrôle biologique ; dans le traitement des eaux usées ; dans l'industrie pharmaceutique en raison de leurs propriétés antivirales, antibiotiques, anti-inflammatoires, parmi d'autres. Ces exemples ne représentent que quelques moyens d'exploitation économique des cyanobactéries, il reste encore un grand potentiel à développer dans les années à venir.

4.2.1. *Planktothrix agardhii*

Planktothrix agardhii (Gomont) Anagnostidis & Komárek, auparavant nommée *Oscillatoria agardhii*, est une espèce cyanobactérienne qui appartient à l'ordre des filamenteuses *Oscillatoriales*. Elle est capable de se développer dans un large éventail de conditions de température et lumière, étant généralement rencontrée dans des lacs peu profonds et

eutrophes. Habituellement située dans les premiers mètres de la colonne d'eau, ou même sur son ensemble dans le cas des lacs de faibles profondeurs, cette espèce est également identifiée comme potentiellement productrice de microcystines et une des plus toxiques dans les plans d'eau européens. (Chorus et Bartram, 1999 ; Levi *et al.*, 2006). Catherine (2009) a résumé les principales caractéristiques écologiques de *P. agardhii* (voir Tableau 4.1).

Les lacs dominés par *P. agardhii* sont couramment très turbides et les faibles intensités lumineuses excluent la présence d'autres organismes phytoplanctoniques (Bonilla *et al.*, 2011). Lorsque les hivers ne sont pas très rigoureux la dominance peut persister tout au long de l'année. Dans les lacs et réservoirs en climat tempéré, le cycle annuel de *P. agardhii* commence au mois de mars avec la germination des hormogonies et la reprise des filaments ayant persisté en hiver. Il s'ensuit une phase d'élongation des filaments jusqu'à la fin du printemps. La période estivale est caractérisée par un raccourcissement des filaments associé à l'augmentation de biomasse, dont le maximum est observé d'août à octobre. En période automnale, les filaments continuent de raccourcir, certains perdent leurs vésicules à gaz et les hormogonies sont formées. La population hivernale est composée d'un mélange de ces dernières et de formes végétatives (Pouličková *et al.*, 2004).

Le contrôle multifactoriel exercé par la température, la disponibilité en nutriments et en lumière et la présence d'espèces zooplanctoniques sur la dynamique de *P. agardhii* a été mis en évidence par plusieurs études *in vitro* (e.g. Oberhaus *et al.*, 2007 ; Post *et al.*, 1985). Des suivis *in situ* ont essayé d'élucider les effets relatifs des facteurs évoqués ci-dessus sur les populations naturelles. Par exemple, dans le lac hypereutrophe de Viry-Châtillon (France), la réduction de la biomasse de *P. agardhii* s'explique par la diminution de l'apport de phosphore grâce à la mise en place d'une station de traitement des eaux en provenance d'un collecteur pluvial. Le broutage par le zooplancton a été aussi observé quand la biomasse cyanobactérienne était déjà réduite (Catherine *et al.*, 2008).

En sens contraire, Scheffer *et al.* (1997) ont analysé des données provenant de 55 lacs néerlandais de faible profondeur (< 3.0 m) et n'ont pas trouvé de rapports significatifs entre l'abondance d'espèces du groupe *Oscillatoria*, parmi lesquelles *P. agardhii*, et la concentration en nutriments.

Tableau 4.1 : Caractéristiques écologique de *P. agardhii* (Catherine, 2009)

<i>Planktothrix agardhii</i>	
Fixation azote	Non
Vésicules à gaz	Oui
Hétérocytes	Non, mais forme des hormogonies
Mobilité	Mobilité verticale limitée = l'entraînement par la masse d'eau prédomine Mobilité sur substrat dur par "gliding"
Climat lumineux	Faibles intensités lumineuses requises Inhibition de croissance pour $I > 180 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ Létalité pour $I > 320 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ I saturante variable selon la température Favorisé par climat jour/nuit stable Défavorisé par de fortes variations de lumière
Nutriments	Principalement présente en milieux eutrophes Peu compétitive en période de carence en Nutriments
Prédation	Broutage peu efficace sauf lorsque la biomasse est faible et/ou les filaments sont raccourcis Affecté par les virus et actinomycètes mais peu de données disponibles
Stratégie écologique	Dispersion homogène dans la colonne d'eau Maintien de la dominance par auto-ombrage
Efflorescence	Principalement dans les lacs peu profonds Nécessite des temps de résidence de l'eau élevés Température limite de maintien de 5-6°C Peut être pérenne
Toxicité	Production de microcystines Diversité d'écotypes (MC+, MC-, nature des variantes de microcystines produits)

Ces résultats suggèrent que dans des milieux eutrophes, les faibles intensités lumineuses, plutôt que la disponibilité de nutriments, sont responsables de la dominance des cyanobactéries de l'ordre *Oscillatoriales*. De plus, les tendances observées sur le terrain ont montré que la turbidité favorise la dominance de ces cyanobactéries, mais qu'également le développement des *Oscillatoriaceae* entraîne des conditions de turbidité. Pour Teubner *et al.* (1999) la dominance de *P. agardhii* ne dépend pas du rapport N/P.

Aux Pays-Bas, le suivi mené par Zevenboom *et al.* (1982) dans le lac Wolderwijd et le modèle dynamique appliqué au lac Vechten par Montealegre *et al.* (1995) ont montré que le

phosphore, l'azote, la lumière et la température de l'eau limitent la croissance de *P. agardhii* en différents moments au cours de l'année. En hiver, la température est le facteur limitant le plus important, tandis qu'au début du printemps, les nutriments sont plus limitants. Néanmoins, la température peut influencer le taux de croissance à tout moment si la concentration en azote et phosphore est suffisamment élevée.

4.2.2. *Cylindrospermopsis raciborskii*

Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju appartient à l'ordre Nostocales, constitué par des cyanobactéries filamenteuses. Cette espèce a suscité l'intérêt de la communauté scientifique en raison de son potentiel toxique, sa tendance à proliférer et son succès en tant qu'envahisseur des nouveaux milieux aquatiques.

Padisák (1997) a fait le point sur les aspects taxonomiques, écologiques, morphologiques et géographiques de *C. raciborskii*. Cette espèce a déjà été retrouvée tant dans des environnements lacustres naturels et artificiels que dans des cours d'eau ; en climat tempéré et en climat tropical ; dans des plans d'eau oligotrophes comme hypertrophes. La capacité d'adaptation ecophysiologique de *C. raciborskii* est élevée.

La population de *C. raciborskii* se développe et prolifère dans les eaux plus chaudes (température > 25°C) et en raison de cette caractéristique, jusqu'à récemment, cette cyanobactérie était considérée une espèce tropicale. En réalité, cette préférence pour des eaux chaudes ne fait que restreindre la présence de *C. raciborskii* à l'été dans les milieux aquatiques tempérés, alors que dans les environnements tropicaux, elles peuvent persister tout au long de l'année (Figueredo et Giani, 2009).

La nécessité de températures élevées est due en partie à la température optimale pour la germination des akinètes, comprise entre 22 – 23.5°C. En plus des fonctions de résistance/reproduction, chez le *C. raciborskii*, les akinètes peuvent être aussi liés (i) à l'apport interne en phosphore et (ii) à l'expansion de la distribution géographique de cette espèce grâce au transport réalisé par des oiseaux migrateurs et des poissons tropicaux (Padisák, 1997).

Cette espèce est adaptée à de faibles intensités lumineuses, résistante aux effets d'auto-ombrage, la croissance maximale de 0.35 à 0.45 d⁻¹ a été observée en laboratoire sous l'intensité lumineuse de 80 µmol photons.m⁻².s⁻¹ et à une température de 30°C. *C. raciborskii* pouvant fixer l'azote atmosphérique à l'aide des hétérocytes, sa présence est devenue un

indicateur des milieux limités en azote minéral dissous (Padisák, 1997). L'affinité d'absorption de cette espèce pour le phosphore, ainsi que sa capacité à le stocker semble être plus importante que pour d'autres cyanobactéries. Les résultats obtenus par Isvánovics *et al.* (2000) à partir de tests en laboratoire suggèrent que *C. raciborskii* est une espèce opportuniste par rapport au phosphore. La dynamique du milieu aquatique détermine à quel avantage adaptatif elle va faire appel, capacité de stocker le phosphore ou affinité d'absorption pour ce nutriment. Par exemple, dans les lacs profonds et stratifiés où la distribution verticale du phosphore est hétérogène, il est plus avantageux d'utiliser la capacité de stockage couplée au choix de la position dans la colonne d'eau par flottabilité. Dans les lacs peu profonds, constamment touchés par des coups de vent, entraînant la resuspension du phosphore lié aux sédiments, il est plus intéressant de profiter de l'affinité plus importante pour ce nutriment.

Plusieurs études ont rapporté que *C. raciborskii* est difficilement broutée par le zooplancton (Jones et Sauter, 2005). Certaines recherches indiquent que les proliférations se produisent à la suite de périodes pluvieuses et d'autres suggèrent que la pluie et la réduction de la température peuvent déclencher une diminution brusque de la biomasse de *C. raciborskii*.

4.3. Surveillance des écosystèmes lentiques

Jusqu'à présent, la surveillance de la qualité de l'eau réalisée par les gestionnaires des plans d'eau consiste en des prélèvements d'échantillons, à des intervalles de temps déterminés, suivi par des analyses en laboratoire, aussi bien pour les polluants que pour les microorganismes, tels que le phytoplancton. Cette procédure présente plusieurs inconvénients, le coût, le manque de réactivité, le fort besoin de personnel spécialisé et la faible représentativité spatiale et temporelle des données (Allan *et al.*, 2006).

La compréhension de la dynamique du phytoplancton dans les lacs et réservoirs doit reposer sur des programmes de surveillance capables de fournir des données fiables, représentatives du fonctionnement du plan d'eau, économiquement acceptables et comparables avec d'autres études. Le manque de protocoles d'échantillonnage et d'analyse standardisés freine la définition des classes d'état de la qualité écologique des plans d'eau, conformément aux préconisations de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (Parlement Conseil Européen, 2000). L'attribution de valeurs limites et de valeurs de référence pour définir ces classes est un exercice complexe et fortement influencé par la variabilité des méthodes d'échantillonnage

(fréquence, profondeur des mesures, etc.) et d'analyse de la biomasse du phytoplancton (Kaiblinger *et al.*, 2009 ; Wolfram *et al.*, 2009).

Dans ce contexte, une alternative à la méthode traditionnelle d'échantillonnage par prélèvements est la surveillance à distance : la télédétection aéroportée (satellites, avions) et/ou les stations flottantes autonomes. Ces nouvelles approches permettent la surveillance de sites lointains, réduisent le besoin de personnel qualifié en charge des prélèvements, des analyses chimiques et du dénombrement du phytoplancton et présentent un coût moindre du fait de la réduction du nombre d'analyses (Le Vu *et al.*, 2011). Ci-dessous, sont présentées des études sur le phytoplancton réalisées à l'aide de méthodes de surveillance à distance, tant dans les milieux marins que dans les milieux d'eau douce, où l'utilisation de la télédétection aéroportée et des stations flottantes autonomes est encore limitée.

4.3.1. La télédétection aéroportée

La télédétection par satellite est basée sur la variation de la couleur des océans en fonction de la concentration en chl-a, des particules en suspension et de la matière organique dissoute dans l'eau. Des algorithmes ont été développés pour estimer la concentration de chl-a, ainsi que d'autres paramètres de la qualité de l'eau à partir de la couleur de l'océan captée par satellite.

En 1997, un capteur de la couleur des océans a été couplé au satellite Seastar dans le cadre du projet Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS) développé par la NASA (Agence Spatiale Américaine). L'objectif est de fournir des données quantitatives sur les propriétés bio-optiques des océans avec lesquelles il soit possible d'étudier leur production primaire, ainsi que leurs caractéristiques biogéochimiques globales (*e.g.* le rôle des océans dans le cycle global du carbone). Le capteur en orbite effectue des mesures toutes les 48 h, à une résolution de 2 km², à la condition que le ciel soit clair (NASA, 2003).

Dans la Manche, des données obtenues à partir du projet SeaWiFS pendant l'été 2003, ont été utilisées pour alimenter et valider un modèle de la distribution spatio-temporelle de *Karenia mikimotoi*, un dinoflagellé très toxique pour les poissons (Vanhoute-Brunier *et al.*, 2008). Un modèle hydrodynamique 3D a été couplé à un modèle biogéochimique qui prenait en compte les caractéristiques particulières de *K. mikimotoi*, telles que les facteurs limitant sa croissance (température et turbulence de l'eau, lumière...). Les données acquises à partir de la télédétection satellitaire ont été employées dans deux phases distinctes : (1) avant la

simulation, la concentration en matières en suspension visualisée par satellite a été utilisée pour calculer la luminosité dans la colonne d'eau, une des variables nécessaires au forçage du modèle et (2) après la simulation, les données de concentration en chl-a liée à l'espèce *K. mikimotoi* ont été utilisées pour valider le modèle, en comparant les résultats obtenus et les valeurs observées.

Les données de chl-a obtenues durant le projet SeaWiFS entre 1998 et 2005 ont également été utilisées pour analyser la variation de la biomasse du phytoplancton à différentes échelles de temps et d'espace dans le nord de l'océan Pacifique (Yoo *et al.*, 2008). La nécessité de disposer d'une série de données sur plusieurs années, capable de révéler la variation interannuelle du phytoplancton, et recouvrant tout le site d'étude a imposé le choix de la télédétection satellitaire. Elle a permis de : (1) déterminer les concentrations moyennes, maximales et minimales en chl-a dans le nord de l'océan Pacifique; (2) visualiser la dynamique saisonnière du phytoplancton dans différentes sous-régions du site d'étude, tout en précisant leurs périodes de croissance et de déclin dans l'année; et (3) identifier les tendances interannuelles de variation de chl-a dans différentes sous-régions de l'océan.

Dans les deux cas cités ci-dessus, les données obtenues par satellite ont offert une compréhension de la distribution spatiale du phytoplancton, qui n'aurait pu être obtenue par aucune autre méthode existante, compte tenu de la grande surface des milieux aquatiques étudiés. Par contre, la télédétection par satellite ne permet que l'accès à certaines variables nécessaires. Tant pour la Manche que pour l'océan Pacifique, des mesures *in situ* ont été nécessaires pour compléter les données satellitaires : distribution verticale de *K. mikimotoi* dans la colonne d'eau de la Manche, biomasse des niveaux trophiques supérieurs au phytoplancton (zooplancton, poissons ...) dans l'océan Pacifique. En outre, la télédétection par satellite ne permet pas de capter la couleur de l'océan lors des journées nuageuses ; elle est également incapable de détecter des proliférations très localisées, de taille inférieure à la résolution du satellite ce qui empêche son utilisation pour des petits lacs.

L'utilisation de capteurs de couleur embarqués sur de petits avions ou des drones est une option à envisager pour les lacs et réservoirs de petite taille qui ne peuvent pas être surveillés à l'aide des images satellitaires. Lors d'un survol sur le site d'étude, des mesures du plan d'eau peuvent être obtenues avec une résolution beaucoup plus fine que celle des satellites, ce

qui permet la détection des proliférations phytoplanctoniques dans les petits lacs, même si leur extension est très localisée.

En 2005, un capteur hyperspectral de radiance, Airborne Imaging Spectrometer for Applications – AISA (Spectral Imaging Ltd., Oulu, Finlande), a été embarqué dans un petit avion pour acquérir des images du réservoir Geist (Indiana, EUA) ayant pour résolution des pixels de 1 x 1 m à 1000 m d'altitude (Li *et al.*, 2010). L'aptitude des techniques de télédétection hyperspectrale aéroportée pour repérer des proliférations de cyanobactéries dans un petit réservoir méso-eutrophe a été vérifiée. Des mesures de réflectance *in situ* à l'aide d'un spectroradiomètre ont été utilisées pour caler les mesures aéroportées. Des échantillons d'eau analysés en laboratoire ont fourni les concentrations en chl-a et en phycocyanine. Les données provenant de la télédétection ont été utilisées pour calculer des indices spectraux (rapports entre réflectances à différentes longueurs d'onde) qui à leur tour, ont été corrélés aux concentrations en chl-a et en phycocyanine mesurées en laboratoire. Cette étude a montré que dans le réservoir Geist, petit plan d'eau, peu profond et méso-eutrophe, les concentrations en chl-a et en phycocyanine peuvent être détectées et quantifiées à l'aide de la télédétection aérienne hyperspectrale. L'extension de cette méthode à d'autres sites d'études doit être étudiée puisque les conditions environnementales, variables d'un lac à l'autre, peuvent influencer les relations obtenues par cette étude.

4.3.2. *Les stations autonomes in situ*

Les stations de surveillance *in situ* permettent le suivi continu et en temps réel de la concentration en chl-a, ainsi que d'autres paramètres de la qualité de l'eau. Il s'agit de systèmes équipés de capteurs automatiques, couplés à un automate qui transmet les données. Selon le système de surveillance adopté il est possible de : (1) envoyer des messages d'alerte aux gestionnaires du plan d'eau par téléphone ou par email ; (2) archiver automatiquement les données obtenues ; (3) générer, en temps réel, des rapports, des graphiques et des images de cartographie accessibles depuis un serveur web ; (4) réviser et analyser les données à l'aide d'un protocole de transfert de fichier et interroger à distance l'équipement *in situ* et (5) intégrer automatiquement les données obtenues à des modèles de prédiction de la qualité de l'eau (Glasgow *et al.*, 2004)

Une station flottante de surveillance à distance a été utilisée en milieu marin pour étudier des proliférations phytoplanctoniques dans deux zones estuariennes à Hong-Kong. En 1998, ces

zones ont été touchées par un épisode d'efflorescence du dinoflagellé *Karenia digitatum* entraînant la mort de plus de 80% des poissons produits par l'aquaculture locale. Une station de surveillance en temps réel, a été installée sur un radeau pour réaliser des mesures horaires des paramètres météorologiques, physico-chimiques et de la qualité de l'eau (chl-a mesurée par un fluorimètre). Lee *et al.* (2005) ont développé des indicateurs permettant d'expliquer et de prédire ces épisodes de bloom phytoplanctonique. Pendant cinq années (2000-2004) le système de surveillance en temps réel a été utilisé pour lancer des alertes lorsqu'une prolifération démarrait. Cela a permis de déclencher des campagnes d'échantillonnage pour mesurer des paramètres complémentaires tels les nutriments. Des corrélations ont été obtenues entre chl-a et oxygène dissous, température de l'eau, rayonnement solaire, vitesse du vent et azote minéral total. L'ensemble des données collectées a fourni des informations jusqu'alors indisponibles sur la dynamique phytoplanctonique et a permis un approfondissement des connaissances sur les efflorescences algales dans les eaux côtières subtropicales.

Rouen *et al.* (2005) décrivent en détails un système de surveillance à haute fréquence de la qualité de l'eau dans des rivières et réservoirs. Une station flottante équipée de sondes météorologiques et des capteurs profileurs immergés pour la mesure de température, concentration en oxygène dissous, pH, conductivité, chl-a et solides en suspension a été mise en place dans le réservoir El Gergal à Seville (Espagne). La communication entre la station de surveillance et un ordinateur sur terre a été assurée par un émetteur de données via GSM et le réseau téléphonique. Les mesures enregistrées par la station ont aidé les gestionnaires du réservoir à identifier une réduction de la concentration d'oxygène dissous à environ 17 m de profondeur lors d'une vidange opérationnelle de routine très rapide du réservoir. Ces mesures ont aussi été utilisées pour suivre la dynamique des cyanobactéries à de petites échelles de temps (toutes les heures) et la corrélérer avec les variations des paramètres météorologiques, tel que la vitesse du vent.

En France, le projet de recherche Proliphyc lancé en 2007 avait pour but de concevoir, fabriquer et valider un système de surveillance et d'alerte en temps réel des proliférations phytoplanctoniques, notamment des cyanobactéries, en milieu d'eau douce. Des bouées dotées de capteurs météorologiques et de sondes immergées pour la mesure de paramètres de la qualité d'eau (fluorescence algale par spectrofluorométrie incluse) ont été installées sur trois lacs français représentatifs de la diversité des plans d'eau européens : la retenue de

Grangent, le lac d'Enghien-les-Bains (site d'étude de cette thèse) et le lac du Bourget. Dans ce dernier, un lac alpin qui présente des fortes stratifications thermiques pendant l'été, la température et la fluorescence de la chl-a mesurées à haute fréquence (toutes les 15 minutes) en une profondeur fixée ont été utilisées pour obtenir une représentation verticale de la biomasse du phytoplancton en se basant sur la périodicité des ondes internes très actives dans ce lac (Le Vu *et al.*, 2011). Dans le petit lac urbain d'Enghien, les mesures réalisées par la sonde spectrofluorométrique ont été validées à l'aide d'une comparaison avec les résultats des analyses de chl-a par spectrophotométrie en laboratoire (données non publiées). Des indicateurs multiparamètres, tels que la dilution par la pluie et les instabilités dans la colonne d'eau provoquées par le vent, ont été proposés pour définir un système d'alerte capable d'anticiper l'occurrence des proliférations de cyanobactéries. Dans la retenue de Grangent, les données obtenues par la bouée ont été utilisées pour caler et valider un modèle thermique et écologique déterministe qui a montré un bon pouvoir prédictif de la dynamique cyanobactérienne avec trois jours d'avance. Selon les concepteurs du projet Proliphyc, des systèmes de surveillance en temps réel sont indispensables lorsque des réponses rapides sont nécessaires, ce qui est le cas pour les proliférations de cyanobactéries dans des plans d'eau utilisées pour la baignade et la production d'eau potable. L'anticipation des épisodes d'efflorescences permettrait aux gestionnaires des lacs d'interdire les zones de baignades ou d'adapter le processus de production d'eau potable (Le Vu *et al.*, 2011).

Les stations de surveillance à distance présentent plusieurs avantages pour le suivi en continu des écosystèmes aquatiques : la mise à disposition immédiate des données en ligne, la réduction potentielle des erreurs humaines et des retards, la réduction des coûts de collecte des données et l'augmentation significative de la qualité et de la quantité des données disponibles à différentes échelles spatio-temporelles. En revanche, des visites de terrain fréquentes sont nécessaires pour la maintenance, l'entretien des capteurs et le contrôle de la qualité des données.

4.4. Quantification de la biomasse phytoplanctonique

Bien que les méthodes pour déterminer la diversité et la biomasse du phytoplancton existent depuis de nombreuses années, des controverses sur quelles techniques sont les plus appropriées demeurent : le dénombrement de cellules suivi ou pas de la détermination de la biomasse ou du biovolume, la quantification de la chl-a par spectrophotométrie ou

spectrofluorométrie, ou plus récemment, les mesures spectrofluorométriques *in situ* (Catherine *et al.*, 2012 ; Figueredo et Giani, 2001 ; Kasprzak *et al.*, 2008 ; Lund *et al.*, 1958).

Les méthodes de quantification du phytoplancton se divisent en deux groupes, le dénombrement de cellules et la mesure de composés photosynthétiques telle que la chl-a. La cytométrie en flux (Becker *et al.*, 2002) constitue une méthode intermédiaire. Utermöhl (1958) a développé une technique pour le dénombrement du phytoplancton qui actuellement est adoptée comme méthode de référence. Cette méthode est basée sur la sédimentation du phytoplancton dans une cuve, suivie par l'identification et le comptage des cellules à l'aide d'un microscope inversé. Cette méthode est très efficace, surtout lorsque l'abondance du phytoplancton est faible (Paxinos et Mitchell, 2000). Malgré les bons résultats obtenus par cette méthode, le dénombrement est une pratique chronophage, fortement influencée par l'expérience de l'opérateur, principalement lorsque des espèces peu représentatives sont présentes (Lund *et al.*, 1958 ; Paxinos et Mitchell, 2000 ; Willen, 1976). De plus, Kasprzak *et al.*, (2008) ont souligné d'autres inconvénients : l'altération de la distribution de tailles des cellules provoquée par l'addition de conservateur de l'échantillon et la fréquente sous-estimation des cellules picoplanctoniques alors que celles-ci peuvent constituer une partie importante de la biomasse totale.

La détermination de la concentration en chl-a par spectrophotométrie est utilisée depuis la fin des années 1930 (UNESCO, 1966). En comparaison avec la méthode précédente, la détermination de la chl-a est une analyse plus simple et plus rapide, cependant elle ne fournit qu'une estimation de la biomasse totale du phytoplancton, ne permettant pas l'identification des espèces présentes. Un groupe de chercheurs a établi une procédure de référence pour la détermination des pigments photosynthétiques dans le milieu marin (UNESCO, 1966). Depuis lors, plusieurs études ont été consacrées à améliorer les techniques en vigueur en ce qui concerne la procédure de collecte et stockage, le choix du solvant d'extraction (éthanol, méthanol, acétone) et les coefficients d'absorption spécifiques. De nouvelles méthodes, telle la trichromatique, la chromatographie et la fluorimétrie ont été développées (Nusch, 1980 ; Wintermans et Motts, 1965 ; Yentsch et Menzel, 1963). Malgré l'effort important pour standardiser la détermination de la chl-a, à nos jours, un protocole unique n'existe pas. Par exemple, selon la structure taxonomique de la communauté phytoplanctonique, les différents solvants d'extraction présentent des efficacités différentes (Kasprzak *et al.*, 2008, Nusch,

1980). De plus, la concentration en chl-a par cellule dépend de l'espèce phytoplanctonique, de son volume et de son état physiologique (âge, accès aux nutriments et à la lumière).

La cytométrie en flux est basée sur la dispersion de la lumière ou l'émission de fluorescence lorsqu'une cellule transportée par un flux liquide à haute vitesse, traverse une zone d'éclairage intense. La plupart des cytomètres utilisent des lasers monochromatiques pour l'éclairage des particules. La dispersion et la fluorescence générée par chaque particule est détectée par des tubes photomultiplicateurs ou par des photodiodes et convertie en valeur numérique. Les caractéristiques biologiques, par exemple, la taille des cellules, leur cycle de vie et leur pigment, définissent la variabilité des propriétés optiques (Dubelaar et Jonker, 2000). Ainsi, il est possible de dénombrer, identifier et isoler rapidement les organismes phytoplanctoniques présents dans un échantillon (Becker *et al.*, 2002 ; Cellamare *et al.*, 2010). De plus, les cytomètres peuvent être équipés d'un dispositif de tri physique des particules. Les inconvénients de cette méthode sont liés à l'endommagement des cellules résultant de l'accélération du fluide, du stress optique et des chocs électriques et mécaniques. La cytométrie en flux n'est pas adaptée pour des particules supérieures à 150 µm, ce qui restreint son utilisation lorsqu'il s'agit des diatomées et de certaines cyanobactéries filamenteuses et coloniales. De plus, en dépit du traitement assez rapide des échantillons, cette méthode est onéreuse et demande beaucoup de temps pour le traitement et interprétation des données obtenues (Dubelaar et Jonker, 2000, Houliez *et al.*, 2012).

Aussi bien le dénombrement que la détermination de la chl-a avec leurs avantages et inconvénients, sont considérés des méthodes traditionnelles de la quantification de la biomasse phytoplanctonique. Cependant ces deux techniques, en plus des limitations mentionnées auparavant, ne parviennent pas à fournir une résolution spatiale et temporelle appropriée aux recherches portant sur la dynamique du phytoplancton. De fait, le développement phytoplanctonique implique des processus de courte durée, à échelle horaire ou journalière, tels que la succession algale et les proliférations (Tundisi et Tundisi, 2008). Ainsi, le retard entre l'échantillonnage et l'obtention des résultats ajoutée à une limitation dans la quantité d'échantillons, restreint la fréquence de prélèvement et le nombre de points surveillés dans un plan d'eau.

Pour surmonter ces inconvénients, de nouvelles approches basées sur la mesure fluorométrique *in situ* et *in vivo* des espèces phytoplanctoniques ont été développées depuis

les années 1970 (Kiefer, 1973) avec certains avantages comme la facilité de mise en œuvre et la possibilité d'une évaluation rapide de la communauté phytoplanctonique. D'autres méthodes basées sur la biologie moléculaire ou sur l'analyse chromatographique par HPLC « *High Performance Liquid Chromatography* » ont été également développées. Cependant, il s'agit de méthodes coûteuses, et qui demeurent limitées en ce qui concerne la représentation spatiale et temporelle (Houliet *et al.*, 2012). Le paragraphe suivant aborde plus en détails la spectrofluorométrie *in vivo*.

4.4.1. Spectrofluorométrie *in situ* et *in vivo*

La mesure fluorométrique repose sur l'auto-fluorescence *in vivo* de la chl-a présente dans les cellules phytoplanctoniques qui contiennent aussi des pigments accessoires. Ces pigments leur confèrent une couleur spécifique qui traditionnellement représente un critère de classification taxonomique (Dau, 1998). Les interactions entre ces pigments accessoires et la chl-a résultent dans un spectre d'excitation spécifique de chaque classe algale (Tableau 4.2), par exemple les *Chlorophytes* présentent une fluorescence maximale quand excitées à la longueur d'onde de 470 nm en raison de la présence de chl-a/b ; les *Cyanobactéries* ont un pic de fluorescence à 610 nm, correspondant à la phycocyanine ; les *Diatomées* et *Dinophycées* ont un haut signal à 525 nm provoqué par la fucoxanthine chez les diatomées et par la péricidine chez les dinoflagellés.

Tableau 4.2 : Groupes spectraux phytoplanctoniques (adapté de Beutler, 2003)

Groupe spectral	Peripheral antenna	Division	Pic de fluorescence (nm)
Vertes	Chlorophylle a/b, xanthophylle	<i>Chlorophyta</i>	470
Bleues	Phycocyanine	<i>Cyanobacteria</i> (bleue) <i>Glaucophyta</i>	610
Brunes	Chlorophylle a/c, fucoxanthine ou péricidine	<i>Heterokontophyta</i> (e.g. diatomées) <i>Haptophyta</i> <i>Dinophyta</i>	525
Rouges	Phycoérythrine	<i>Rhodophyta</i> <i>Cyanobacteria</i> (rouge)	570
Mixte	Chlorophylle a/c ₂ , phycoérythrine ou phycocyanine	<i>Cryptophyta</i>	~ 570

Les cryptophytes contiennent de la phycoérythrine qui produit un pic de fluorescence à 570nm (Beutler, 2003).

Les sondes utilisées dans la mesure spectrofluorométrique sont équipées de diodes électroluminescentes (LEDs, *light-emitting diodes*) qui émettent des radiations lumineuses à différentes longueurs d'onde de façon à exciter un groupe phytoplanctonique spécifique (Beutler *et al.*, 2002 ; Chang *et al.* ; 2012 ; Gregor *et al.*, 2007 ; MacIntyre *et al.*, 2010). L'énergie lumineuse absorbée par les pigments accessoires présents dans les organismes à détecter est transférée à la chl-a, ce qui résulte dans l'émission de fluorescence à une longueur d'onde caractéristique, égale à 685 nm pour la fluorescence émise par le PSII (Huot et Babin, 2010). A l'aide de techniques mathématiques, telles la décomposition spectrale Gaussienne ou le démixage linéaire, il est possible de déterminer la composition taxonomique du phytoplancton, ainsi que la biomasse associée à chaque groupe spectral (MacIntyre *et al.*, 2010).

Depuis la fin des années 1990, une sonde submersible bbe FluoroProbe (Moldaenke, Allemagne), équipée de cinq LEDs qui émettent séquentiellement de la lumière dans cinq longueurs d'onde sélectionnées (470 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm et 610 nm) est commercialisée et utilisée pour la recherche, pour la surveillance et la gestion de la qualité de l'eau des milieux aquatiques. Un sixième LED (370 nm, UV LED) a été rajouté dans la FluoroProbe (ci-après FP) pour prendre en compte la présence de matières organiques dissoutes colorées (*colored dissolved organic matters* – CDOM) qui ont aussi des propriétés fluorescentes. En connaissant la concentration en CDOM, il est possible de corriger l'estimation de l'abondance du phytoplancton et la classification des espèces phytoplanctoniques. De fait, les CDOMs absorbent la lumière émise par les LEDs, principalement dans les longueurs d'onde plus courtes, et atténuent l'intensité de l'énergie lumineuse d'excitation. Ceci peut altérer le spectre d'émission mesuré par la sonde et conduire à des attributions erronées envers les différents groupes taxonomiques spectraux (MacIntyre *et al.*, 2010).

La FP excite sélectivement des pigments accessoires et mesure la fluorescence émise qui est comparée à des spectres enregistrées dans la sonde, nommés *fingerprint*, et qui correspondent à quatre groupes algaux : algues vertes (*Chlorophytes*), algues bleu-vertes (*Cyanobactéries*), algues brunes (*Bacillariophytes*, *Chrysophytes* et *Dinophytes*) et algues rouges (*Cryptophytes*).

Pour construire ces *fingerprints*, des cultures de plusieurs espèces phytoplanctoniques ont été utilisées : algues vertes - *Chlamydomonas* sp., *Chlorella* sp., *Micractinium* sp., *Monoraphidium* sp., *Scenedesmus falcatus*, *Scenedesmus obliquus*, *Scenedesmus quadricauda*, *Scenedesmus subspicatus* et *Scenedesmus acutus*; algues bleu-vertes - *Microcystis aeruginosa* (6 souches), *Microcystis wesenbergii* (8 souches), *Microcystis viridis*, *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp. et *Synechococcus leopoliensis*; algues brunes - *Cryptomonas* sp (3 souches) et *Cryptomonas erosa*. Une description plus détaillée du fonctionnement de la FP est présentée par Beutler *et al.* (2002).

En raison de son grand potentiel pour étudier la dynamique algale et dans la surveillance à haute fréquence des plans d'eau, depuis sa mise en circulation, la capacité de la FP à prédire la biomasse et la distribution taxonomique du phytoplancton a été évaluée sur divers types de milieu aquatique, surtout en région tempérée. Par exemple, en plus des *fingerprints* enregistrés par défaut dans la FP, Leboulanger *et al.* (2002) ont établi un nouveau spectre d'excitation pour quantifier la cyanobactérie *P. rubescens*, caractérisée par la présence de phycoérythrine, un pigment accessoire qui lui confère la couleur rouge. Houliez *et al.* (2012) ont également enregistré un nouveau *fingerprint* pour le suivi de *Haptophyta Phaeocystis globosa* dans les eaux côtières de la Manche orientale.

Catherine *et al.* (2012) ont mené un suivi à grande échelle sur 50 lacs et réservoirs péri-urbains dans la région Ile-de-France (France). Leurs résultats ont montré que la FP est un outil fiable pour estimer la biomasse phytoplanctonique et même, qu'elle arrive à mesurer un certain niveau de variabilité dans la fluorescence dû au fonctionnement du système photosynthétique du phytoplancton, ce qui n'est pas pris en compte par d'autres méthodes. Gregor *et al.* (2005) ont utilisé la FP dans cinq réservoirs en République Tchèque pour déterminer avec précision des changements dans la structure de la communauté phytoplanctonique le long de la colonne d'eau de façon à définir la stratégie d'échantillonnage la plus appropriée. Cette pratique est particulièrement intéressante lorsqu'une population phytoplanctonique produit un pic de biomasse en profondeur, dont l'abondance est difficilement détectée par les méthodes d'échantillonnage traditionnel. L'aptitude de la FP à repérer les picocyanobactéries a été également signalée.

En dépit de tous ces avantages, des études portant sur cette sonde spectrofluorométrique submersible ont également montré que certaines questions sont encore à clarifier et que l'interprétation des mesures mérite un peu de prudence. La chlorophylle totale fournie par la

FP est normalement corrélée significativement à la concentration en chl-a déterminée par spectrophotométrie, cependant, fréquemment les résultats de la FP sont inférieurs et des études différentes ont indiqué des degrés différents de sous-estimation (voir Tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Facteurs de sous-estimation de la FluoroProbe rapportés dans la littérature

Solvant d'extraction	Concentration chl-a spectrophotométrie	Nombre de lacs échantillonnés	*Facteur de sous-estimation	Source
Acétone	0 – 20 $\mu\text{g L}^{-1}$	1	1.03	Leboulanger <i>et al.</i> (2002)
Ethanol	0 – 50 $\mu\text{g L}^{-1}$	6	0.83	Gregor and Maršálek (2004)
Ethanol	0 – 90 $\mu\text{g L}^{-1}$	5	0.74	Gregor <i>et al.</i> (2005)
Méthanol	0 – 265 $\mu\text{g L}^{-1}$	50	0.56	Catherine <i>et al.</i> (2012)
Ethanol	42 – 626 $\mu\text{g L}^{-1}$	1	0.36	Ce travail

*Facteur de sous-estimation : rapport entre les mesures de la FluoroProbe et les mesures spectrométriques

Cette sous-estimation est probablement liée à la méthode de détermination de la chl-a utilisée dans l'étalonnage de la FP, utilisant l'analyse par HPLC. Cette méthode est reconnue pour fournir des concentrations en chl-a inférieures à la méthode spectrofluorométrique (Meyens *et al.*, 1994).

L'analyse par HPLC consiste à séparer les composants présents dans un échantillon pour les identifier et quantifier. L'échantillon est dissous dans un solvant approprié et ensuite, il traverse une colonne chromatographique sous une pression très élevée. Chaque molécule présente dans l'échantillon interagit de façon légèrement différente avec le matériel adsorbant de la colonne chromatographique, ce qui résulte en différents temps de passage à travers la colonne, ou dans d'autres termes, plus l'interaction entre l'adsorbant et la molécule est importante, plus longtemps la molécule mettra pour traverser la colonne. L'étalonnage de la FP a été réalisé en utilisant la chromatographie à phase inverse où la colonne est constituée de matériel adsorbant non polaire et où le solvant est un liquide polaire. Ainsi, plus l'échantillon à analyser est polaire, plus longtemps il est retenu dans la colonne (Beutler, 2003). La

méthode HPLC fournit des concentrations inférieures de chl-a par rapport à la méthode spectrophotométrique car des allomères et des dérivés de la chl-a sont aussi détectés à 685 nm par le spectrophotomètre, mais ils sont séparés chromatographiquement par HPLC (Meyens *et al.*, 1994).

La variabilité des sous-estimations rapportées dans des différentes études (Rolland *et al.*, 2010 ; Catherine *et al.*, 2012 ; Gregor et Maršálek, 2004) est peut être due aux solvants organiques utilisés pour extraire la chl-a, qui présentent des rendements d'extraction différents (Nusch, 1980; Talling 1993). Toutefois, selon Gregor *et al.* (2005) et Beutler *et al.* (2002), la variabilité de la sous-estimation de la sonde vis-à-vis des mesures spectrophotométriques peut également être due au stade de développement phytoplanctonique et à la limitation par les nutriments. Ceci est particulièrement vrai chez les cyanobactéries car certaines espèces peuvent produire des quantités variables de phycoerythrine et de phycocyanine selon la disponibilité de nutriments et lumière (Chang *et al.*, 2012). En conséquence, des altérations peuvent se produire dans leur *fingerprints*.

Une observation attentive des résultats rapportés jusqu'à ce jour (Tableau 4.3) suggère une relation entre la biomasse totale et le facteur de sous-estimation ; plus la biomasse est importante, plus grande est la sous-estimation de la FP. Ceci amène une question controversée : la limite supérieure de détection de la sonde. Selon le fabricant, la gamme des mesures fiables est entre 0.020 à 200 $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$. Gregor et Marsalek (2004) ont trouvé une réponse non-linéaire de la FP à partir de 50 $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ dans des réservoirs avec dominance cyanobactérienne. En fait, les grandes efflorescences de cyanobactéries, notamment les proliférations coloniales, peuvent perturber le fonctionnement de la sonde à cause des effets de réabsorption et dispersion de la lumière d'excitation et de la fluorescence émise. En outre, les colonies plus grandes ne permettent pas la pénétration de la lumière jusqu'aux cellules qui se trouvent à l'intérieur. Néanmoins, Catherine *et al.* (2012) qui ont échantillonné 50 lacs de différents niveaux trophiques (0.8 à 264.7 $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$) et dont la dominance était exercée par des différentes espèces phytoplanctoniques, dont les cyanobactéries coloniales, n'a pas mis en évidence des tendances de non-linéarité dans les mesures de la FP.

5. BIOMASSE PHYTOPLANCTONIQUE *IN SITU* DANS LE LAC DE PAMPULHA

Deux sondes spectrofluorométriques, FluoroProbe (FP) et AlgaeTorch, ont été utilisées dans le lac Pampulha pour quantifier la biomasse phytoplanctonique. Les mesures *in situ* fournies par la FP ont été comparées aux résultats des analyses spectrophotométriques et taxonomiques. De plus, des tests en laboratoire ont été conduits pour (i) évaluer la limite de détection maximale de la sonde sur le lac de Pampulha et (ii) obtenir les *fingerprints* des principales espèces phytoplanctoniques présentes dans ce lac et les comparer aux *fingerprints* des cyanobactéries stockés par défaut dans la sonde. Les paragraphes suivants décrivent la méthode suivie ainsi que les résultats obtenus.

5.1. Méthodologie

5.1.1. Quantification de la chl-a et du biovolume phytoplanctonique

Pour l'analyse spectrophotométrique de la chl-a, la méthode de Nusch (1980) a été utilisée. De 100 à 200 mL d'échantillon collecté sur le terrain ont été filtrés en duplicat sur des filtres Whatman 47 mm en fibre de verre GF/C et ensuite, congelés à -20°C pendant quatre semaines au maximum. La chl-a a été extraite avec 6 mL d'éthanol 90% à 80°C pendant 5 minutes, suivi d'un repos de 18h à 4°C. Ensuite, les échantillons ont été centrifugés pendant 10 minutes pour obtenir un surnageant avec un minimum de turbidité. L'absorbance des échantillons a été mesurée à 665 et 750 nm avec un spectrophotomètre *Perkin Elmer Lambda 25* (Perkin Elmer, EUA) avant et après acidification avec 0,6 mL de HCl 0,1 N. La concentration de chl-a a été calculée selon Nusch (1980).

L'identification, le dénombrement et le calcul du biovolume phytoplanctonique ont été effectués sur 24 échantillons. Les échantillons destinés à l'analyse taxonomique ont été fixés avec une solution de Lugol acétique et stockés à température ambiante, à l'abri de la lumière. Un microscope inversé Zeiss Winkel et des chambres de 10 mL ont été utilisés pour le dénombrement des cellules selon la méthode d'Utermöhl (1958). Les cellules ont été comptées jusqu'à ce que 100 individus de l'espèce dominante aient été dénombrés. Lorsqu'une espèce s'est montrée très dominante, le comptage de 100 individus a été réalisé dans un certain nombre de champs plus petits, et dans ce cas, le dénombrement a continué jusqu'à obtenir 400 individus de l'espèce dominante. Cette procédure vise à garder le volume d'échantillon analysé. Le biovolume de chaque espèce a été obtenue par des calculs stéréométriques selon Rott (1981).

5.1.2. Test de dilution

Pour vérifier la limite supérieure de détection de la FP sur le lac de Pampulha, le 23 août et le 06 Septembre 2012, des échantillons de 10 L ont été prélevés à 0.50 m de profondeur au point P2 (Figure 3.7). L'échantillon a été divisé en sous-échantillons de volumes différents, complétés par de l'eau pour obtenir plusieurs facteurs de dilution.

Chaque sous-échantillon a été transvasé dans un cylindre en PVC de diamètre égal à 150 mm. Après homogénéisation manuelle, la mesure avec la FP a été réalisée pendant trois minutes. La concentration en chl-a est obtenue en moyennant les valeurs obtenues pendant le temps de mesure. Entre 100 à 200 ml ont été ensuite filtrés à partir du sous-échantillons pour la détermination de la chl-a.

5.1.3. Détermination des fingerprints du phytoplancton à Pampulha

Notre objectif était d'obtenir un *fingerprint* représentatif des espèces cyanobactériennes dominantes dans le lac de Pampulha et de le comparer au *fingerprint* par défaut de la FP. Les cyanobactéries sont dominantes pendant presque toute la période de suivi du lac de Pampulha (voir paragraphe 5.2.1).

Les souches utilisées pour les cultures monospécifiques de cyanobactéries proviennent de la collection du laboratoire de phycologie de l'ICB². Il s'agit des espèces *Microcystis viridis*, *C. raciborskii* et *Arthrospira sp.*, isolées à partir d'échantillons prélevés dans le lac de Pampulha. Une deuxième souche de *C. raciborskii* obtenue dans le réservoir Volta Grande (Conceição das Alagoas, Brésil) a aussi été utilisée. Elles ont été maintenues en culture dans des erlenmeyers de 250 mL, en milieu WC, dans une enceinte réglée à 20°C, éclairage de 50 $\mu\text{mol photon.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ et sous des cycles jours/nuits de 12 h/ 12 h (Figure 5.1).

Lorsque les cultures ont atteint l'âge de 10 jours, 2 mL ont été prélevés pour quantifier le nombre de cellules sous un microscope optique et pour mesurer la densité optique évaluée par spectrophotométrie à 750 nm. Une droite d'étalonnage a été établie entre le nombre de cellules et la densité optique de chaque souche. A partir du 15^{ème} jour, des échantillons ont été prélevés dans les cultures en vue d'une lecture par la FP en mode paillasse, d'une mesure de

² Instituto de Ciências Biológicas (UFMG)

l'absorbance à 750 nm et de la détermination de la concentration en chl-a par spectrophotométrie.

Pour chaque souche, une première lecture avec la FP a été réalisée en aveugle, à l'aide de l'estimation grossière fournie par la mesure de la densité optique.



Figure 5.1 : Souches cultivées pour la détermination des *fingerprints*. De gauche à droite : *Arthrospira sp.*, *C. raciborskii* (réservoir Volta Grande), *C. raciborskii* (Pampulha), *M. viridis*.

L'échantillon prélevé a été dilué de façon à obtenir quatre sous-échantillons de 100 mL, afin de couvrir toute la gamme de concentration en chlorophylle rencontrée dans le lac de Pampulha. Ensuite, chaque échantillon dilué a été transvasé dans une cuve de 25 mL, équipée d'un agitateur magnétique, et les mesures ont été effectuées avec la FP en mode paillasse. Chaque échantillon a ensuite été filtré pour l'analyse spectrophotométrique de concentration en chl-a et un petit volume, d'environ 2 mL, a été utilisé pour une lecture spectrophotométrique à 750 nm. Cette procédure a été effectuée en duplicat pour chaque échantillon dilué.

Les *fingerprints* de chaque souche ont été calculés selon la méthode de Leboulanger *et al.* (2002) : pendant la lecture avec la FP, les mesures obtenues pour chaque LED (ou chaque longueur d'onde) ont été divisées par la concentration spectrophotométrique de la chl-a correspondant à l'échantillon. Ceci nous fournit une fluorescence relative, la fluorescence de

la souche par unité de chl-a. Cette fluorescence relative pour chaque longueur d'onde correspond au *fingerprint*. Pour construire le *fingerprint* de chaque souche, une valeur moyenne et l'écart type ont été calculés à partir des résultats obtenus pour les différents échantillons obtenus par dilutions successives.

5.1.4. Analyse statistique des données obtenues

Pour tous les jeux de données obtenus, l'hypothèse de normalité a été vérifiée graphiquement et à partir des tests de Shapiro-Wilk ($N < 30$) ou du chi-carré ($N > 30$). La corrélation entre les variables a été évaluée à l'aide du coefficient de corrélation linéaire de Pearson, r . Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec Matlab® (Version R2006a, The MathWorks).

5.2. Résultats

5.2.1. Considérations générales

Durant le suivi avec la FP, les concentrations en chl-a obtenues par spectrophotométrie sont comprises entre 42 à 626 $\mu\text{g.L}^{-1}$ avec une valeur moyenne égale à 253 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Le biovolume phytoplanctonique est compris entre 6.2 et 148.1 $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$. Plus de 70 taxons différents ont été identifiés au niveau de l'espèce ou du genre parmi lesquels 14 taxons sont des cyanobactéries, 41 des chlorophytes, 7 des euglenophytes, 5 des cryptophytes et 5 des baccillariophytes. Tous les échantillons prélevés en 2011 sont fortement dominés par des espèces de cyanobactéries (au moins 85% de la biomasse totale du phytoplancton). Parmi les cyanobactéries, *Planktothrix Isothrix*, *C. raciborskii*, *Chroococcales sp.* (cellules isolées et colonies) et *Sphaerocavum brasiliensis* étaient les espèces les plus couramment rencontrées, les deux premières correspondant ensemble à au moins 50% de la biomasse des cyanobactéries. Entre fin août et début septembre 2012, la présence des euglenophytes de l'espèce *Trachelomonas volvocinopsis* a été assez remarquable et doit probablement être liée à une entrée importante de matière organique dans le lac. Cet apport en matière organique a été aussi suggéré par une augmentation des concentrations relatives en CDOM données par la sonde FP durant cette période. Les concentrations relatives en CDOM sont comprises entre 0 et 2.92 pour les campagnes de l'année 2011 et 0 à 6.1 pour les campagnes de 2012. La valeur la plus élevée (6.1) a été mesurée quand la concentration en chl-a donnée par la FP a atteint 282 $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$.

A partir de fin septembre jusqu'à fin novembre 2012, les cyanobactéries sont à nouveau dominantes, surtout l'espèce *P. isothrix*. La composition taxonomique du phytoplancton et des cyanobactéries au point P2 du lac de Pampulha pendant la période de suivi est présentée

sur la Figure 5.2, d'après l'analyse microscopique et, sur la Figure 5.3.a d'après les mesures de la FP.

Au cours des deux périodes de suivi en 2011 et 2012, la profondeur du disque de Secchi aux trois points du suivi a varié entre 0.10 et 0.75 m et sa valeur moyenne était de 0.35 m. La température de l'eau était comprise entre 20 et 26°C, le lac étant stratifié pendant la plupart des campagnes.

Le premier résultat fourni par l'analyse taxonomique montre la très faible biomasse de cryptophytes, voire même leur absence, (Figure 5.2). En revanche, les mesures de la FP indiquent une biomasse de cryptophytes d'environ 20% de la biomasse phytoplanctonique totale. De plus, des espèces de cyanobactéries rouges, comme *P. rubescens*, qui pourraient être attribuées par erreur au groupe de cryptophytes n'étaient pas présentes non plus. Cette erreur a également été signalée dans des études précédentes (Leboulanger *et al.*, 2002 ; Gregor *et al.*, 2005 ; Catherine *et al.*, 2012), et donc, pour obtenir des résultats plus réalistes pour le lac de Pampulha, l'algorithme utilisé pour calculer la biomasse des cryptophytes dans le logiciel de la FP a été désactivé.

5.2.2. Linéarité de la réponse de la FP

Les tests de dilution ont permis de vérifier la réponse de la sonde FP à différentes concentrations de chlorophylle (Tableau 5.1). Sur la Figure 5.4, les concentrations données par la FP et par l'analyse en laboratoire sont tracées en fonction du facteur de dilution. Pour le test du 6 septembre, à partir d'environ 100 µg chl-a.L-1 la réponse de la sonde n'est plus linéaire tandis que la méthode spectrophotométrique fournit une réponse linéaire aux dilutions successives. La Figure 5.4 montre également que plus l'échantillon est concentré, plus la FP sous-estime la biomasse du phytoplancton.

5.2.3. Evaluation de la biomasse phytoplanctonique et cyanobactérienne

La biomasse phytoplanctonique totale a été estimée par le calcul du biovolume des espèces phytoplanctoniques et par la détermination de la concentration en chl-a selon deux méthodes, la spectrophotométrie et l'utilisation de la sonde FP.

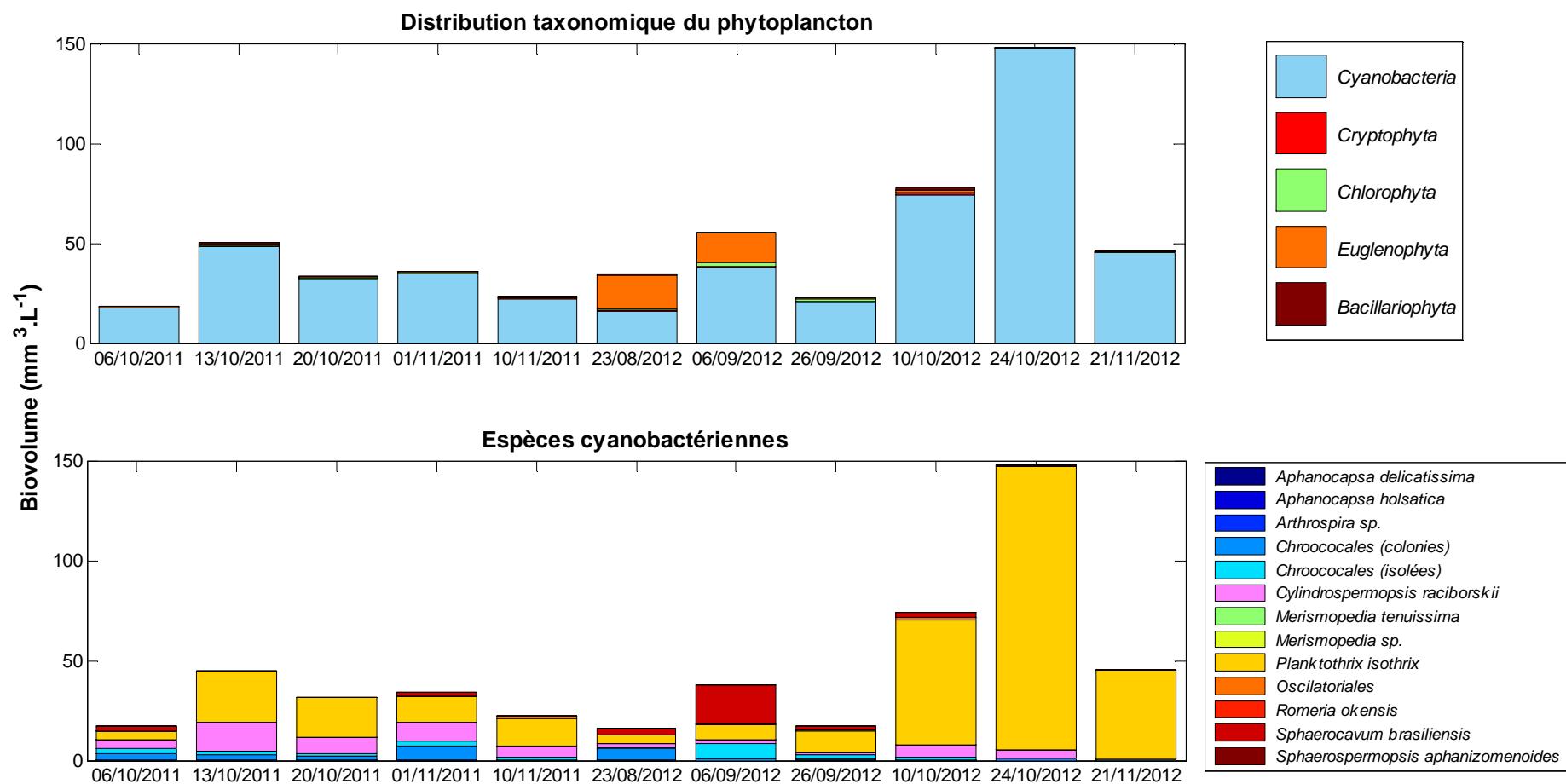


Figure 5.2 : Distribution taxonomique du phytoplancton et des cyanobactéries dans le lac de Pampulha sous la surface au point P2

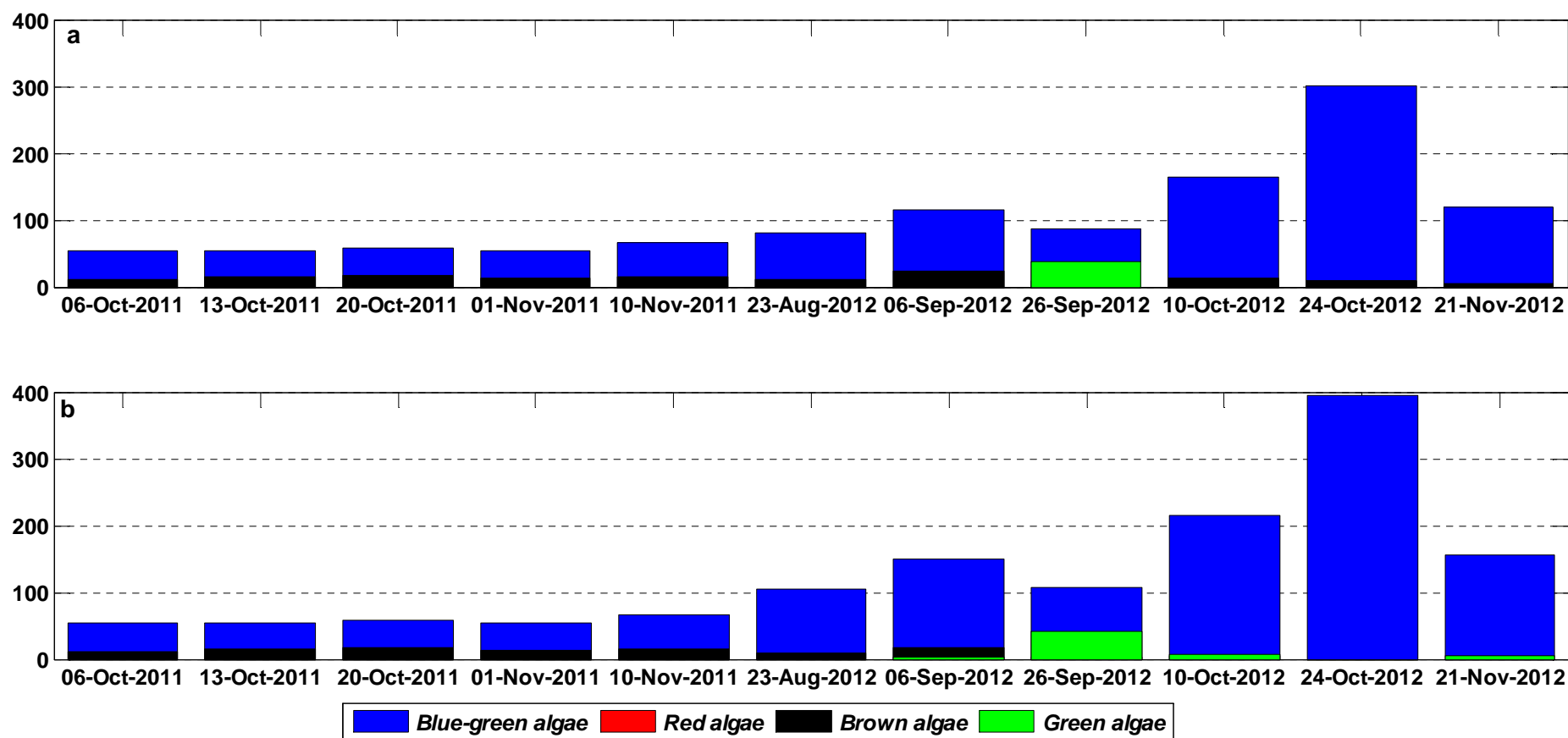


Figure 5.3 : Distribution taxonomique du phytoplancton et des cyanobactéries dans le lac de Pampulha sous la surface au point P2 a – Mesures de la FP avec les *fingerprint* par défaut b - Mesures de la FP avec *le fingerprint* adapté aux cyanobactéries du lac de Pampulha appliqué aux mesures de l'année 2012.

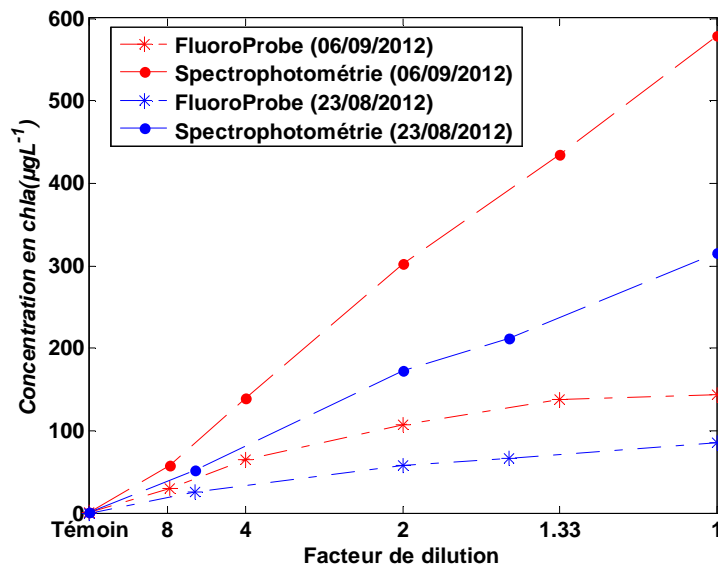


Figure 5.4 : Résultats des tests de dilution du 23 août et 6 septembre de 2012

Tableau 5.1 : Test de dilution mené avec la FluoroProbe le 6 septembre 2012

Facteur de dilution	Chl-a total FP (µg.L ⁻¹)	Chl-a Spectrophotométrique (µg.L ⁻¹)
Témoin	0.18	0.00
8	30.45	57.61
4	65.12	138.86
2	106.37	302.38
1.33	137.44	434.8
1	143.94	578.7

Les résultats obtenus par ces deux méthodes ont permis une comparaison croisée pour évaluer l'aptitude de la FP à estimer l'abondance et la distribution taxonomique du phytoplancton dans le lac de Pampulha. Les échantillons où la chl-a spectrophotométrique était supérieure à 500 µg.L⁻¹ (Figure 5.6.a) et dont le biovolume était de 148 mm³.L⁻¹ (Figure 5.6.b, c et d) n'ont pas été inclus dans l'analyse de corrélation.

En moyenne, il y a un facteur de 0.36 ± 0.20 entre les mesures de la FP et les mesures spectrophotométriques. Le rapport entre la mesure de la FP et la mesure spectrophotométrique, le « facteur de sous-estimation », a été calculé pour chaque échantillon. La corrélation entre ce facteur de sous-estimation et le biovolume total du phytoplancton (Figure 5.5.a) n'a montré aucune relation entre ces deux variables ($r = -0.203$, $p = 0.35$, $n=23$). Cependant, le facteur de sous-estimation varie selon l'espèce dominante dans l'échantillon. La dominance des espèces de l'ordre *Chroococales* dans chaque échantillon et le facteur de sous-estimation sont tracés sur la Figure 5.5.b. Lorsque les *Chroococales* représentent plus de 20% du biovolume des cyanobactéries, le facteur de sous-estimation est toujours inférieur à 0.34. Quand la dominance des *Chroococales* est inférieure à 20% et les *Nostocales* et les *Oscillatoriales* sont les plus présentes, le facteur de sous-estimation varie entre 0.24 et 0.73. La moyenne des facteurs de sous-estimation dans les échantillons où les *Chroococales* représentent plus 20% de la biomasse est inférieure aux autres échantillons (Test de Student, $p = 0.003$).

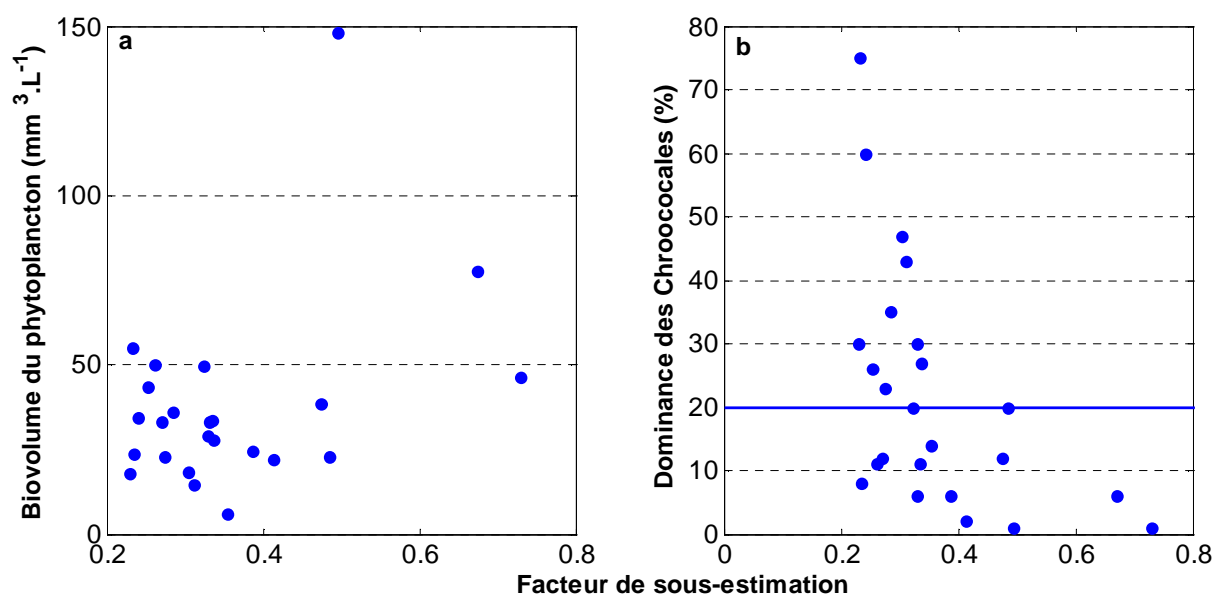


Figure 5.5 : Biovolume du phytoplancton et dominance cyanobactérienne en fonction du facteur de sous-estimation

Les résultats de l'analyse spectrophotométrique et les mesures de la FP sont faiblement corrélés ($r = 0.43$, $p = 0.01$, $n = 35$). Les concentrations spectrophotométriques en chl-a et celles fournies par la FP sont tracées sur la Figure 5.6.a. Si l'on sépare les mesures de la FP en deux groupes, mesures inférieures et supérieures à $100 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$, la corrélation entre la concentration en chl-a donnée par la FP et par spectrophotométrie pour des valeurs de la FP

inférieures à $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ est très significative ($r = 0.84$, $p < 10^{-6}$, $n = 25$). Dans les échantillons de concentration en chl-a supérieures à $100 \mu\text{g.L}^{-1}$, la corrélation n'est pas significative ($r = 0.17$, $p = 0.63$, $n = 10$).

En ce qui concerne l'analyse microscopique, le biovolume phytoplanctonique total est comparé aux mesures de chlorophylle totale de la FP (Figure 5.6.b) et aux mesures spectrophotométriques (Figure 5.6.c). La Figure 5.6.d présente le biovolume des cyanobactéries et la chlorophylle des cyanobactéries mesurée par la sonde FP. Le biovolume total est significativement corrélé à la concentration en chl-a mesurée par la FP ($r = 0.64$, $p = 0.001$, $n = 23$). Le biovolume correspondant aux espèces cyanobactériennes est également bien corrélé avec la chlorophylle des cyanobactéries mesurée par la sonde ($r = 0.60$, $p = 0.002$, $n = 23$). Le biovolume total et la concentration en chl-a mesurée en spectrophotométrie, par contre, ne montre pas de corrélation significative ($r = 0.37$, $p = 0.08$, $n = 23$). Ceci a aussi été le cas pour le biovolume des diatomées et les mesures de la FP pour les « *brown algae* » ($r = 0.40$, $p = 0.06$, $n = 23$) et pour le biovolume des chlorophytes et les mesures de la FP pour les « *green algae* » ($r = 0.33$, $p = 0.12$, $n = 23$).

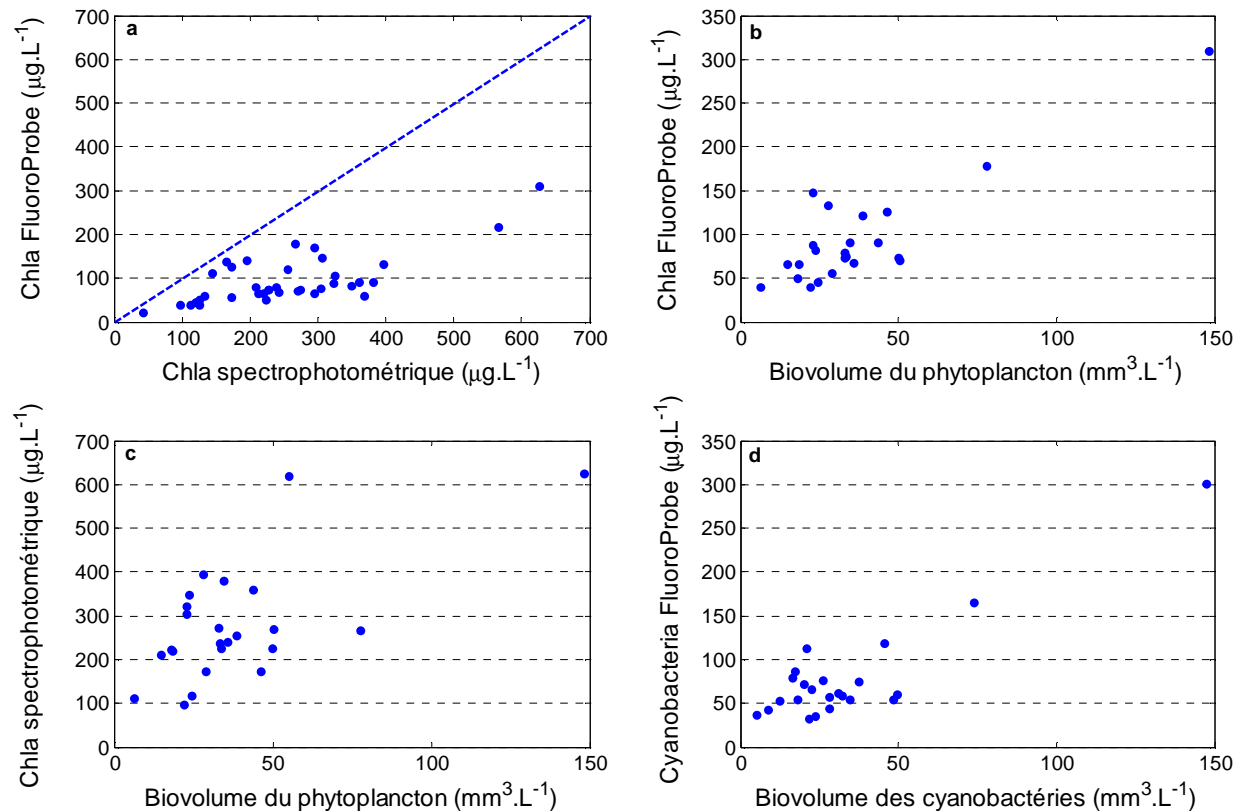


Figure 5.6 : Mesures de la FP, mesures spectrophotométriques et biovolume du phytoplancton au lac de Pampulha. La droite sur (a) représente la droite 1:1.

5.2.4. *Fingerprint des cyanobactéries du lac de Pampulha*

En plus des *fingerprints* établis au laboratoire (paragraphe 5.1.3), les mesures de fluorescence obtenues avec la FP lors de deux campagnes sur le terrain, le 24 octobre et le 21 novembre 2012, ont été retenues pour déterminer le *fingerprint* de la cyanobactérie *P. isothrix*. Ceci a été possible parce que lors de ces campagnes, cette cyanobactérie a été très dominante. Selon les résultats de l'analyse taxonomique, sa biomasse représentait plus de 96% du biovolume phytoplanctonique total (voir Figure 5.2). Les mesures de fluorescence obtenues pour chaque LED sur le terrain ont été divisées par la concentration spectrophotométrique en chl-a pour obtenir le spectre d'excitation correspondant (Figure 5.8).

Un *fingerprint* moyen a été calculé à partir des *fingerprints* de *M. viridis*, *C. raciborskii* (lac de Pampulha), *Arthrospira* sp. et *P. isothrix* (du 21/11/2013) pour représenter les cyanobactéries du lac de Pampulha. Lors de l'obtention du spectre d'excitation de *P. isothrix* le 24/10/2012, la biomasse phytoplanctonique a dépassé largement la limite de détection de la FP au lac de Pampulha, la concentration en chl-a mesurée par la sonde étant de 310 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Pour cette raison, ce *fingerprint* n'a pas été inclus dans le calcul du spectre d'excitation moyen des cyanobactéries du lac de Pampulha.

Le nouveau *fingerprint* a remplacé celui des « *blue-green algae* » stocké par défaut dans le logiciel de la sonde FP. Les nouveaux *fingerprints* sont décrits dans le Tableau 5.2 et présentés sur la Figure 5.8 et la Figure 5.7.a. La sonde FP a donc été calibrée par rapport aux espèces phytoplanctoniques dominantes du lac de Pampulha, ainsi que par rapport à la méthode de mesure spectrophotométrique de la chl-a. Malheureusement, entre les suivis menés en 2011 et 2012 la sonde a été envoyée en usine pour entretien, en conséquence cet étalonnage ne peut être utilisée que pour les mesures de l'année 2012.

Ce changement de *fingerprint* a augmenté les valeurs de chlorophylle mesurées par la FP, ainsi que la contribution des cyanobactéries dans la biomasse totale (Figure 5.3.b). Par contre, la concentration relative en CDOM diminue avec le nouveau *fingerprint*. Une légère amélioration a été observée dans les corrélations entre les mesures de la FP et le biovolume du phytoplancton total et des cyanobactéries pour les données de 2012.

A partir des données obtenues, la fluorescence relative par cellule de cyanobactérie a aussi été calculée (Figure 5.7.b).

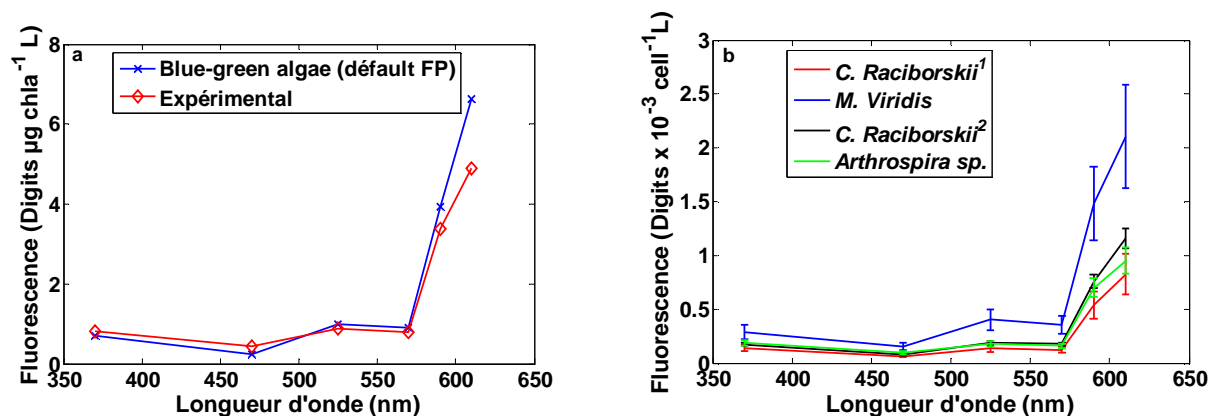


Figure 5.7 : a - *Fingerprint* des cyanobactéries : par défaut dans le logiciel de la sonde FP et défini à partir des espèces cyanobactériennes du lac de Pampulha. b – Fluorescence relative par cellule obtenue expérimentalement.

Tableau 5.2 : *Fingerprints* pour le lac de Pampulha [Digits.($\mu\text{g chl a} \cdot \text{L}^{-1}$)⁻¹]

N°	Cyanobactérie	Longueur d'onde (nm)					
		370	470	525	570	590	610
		nm	nm	nm	nm	nm	nm
1	<i>M. viridis</i>	0.735	0.389	1.016	0.902	3.761	5.349
2	<i>C. raciborskii</i> ¹	0.944	0.433	0.908	0.841	3.673	5.609
3	<i>C. raciborskii</i> ²	0.862	0.372	0.939	0.871	3.756	5.723
4	<i>Arthrospira sp.</i>	0.795	0.404	0.753	0.677	2.955	4.011
5	<i>P. isothrix</i> (24/10)	0.640	0.305	0.656	0.570	2.388	3.26
6	<i>P. isothrix</i> (21/11)	0.846	0.532	0.842	0.722	3.037	4.49
7	<i>Blue-green</i> (FP)	0.710	0.238	0.986	0.904	3.924	6.622
8	Moyenne (n° 1,3,4,6)	0.810	0.424	0.888	0.793	3.377	4.893

¹Souche provenant du réservoir Volta Grande. ²Souche provenant du lac de Pampulha.

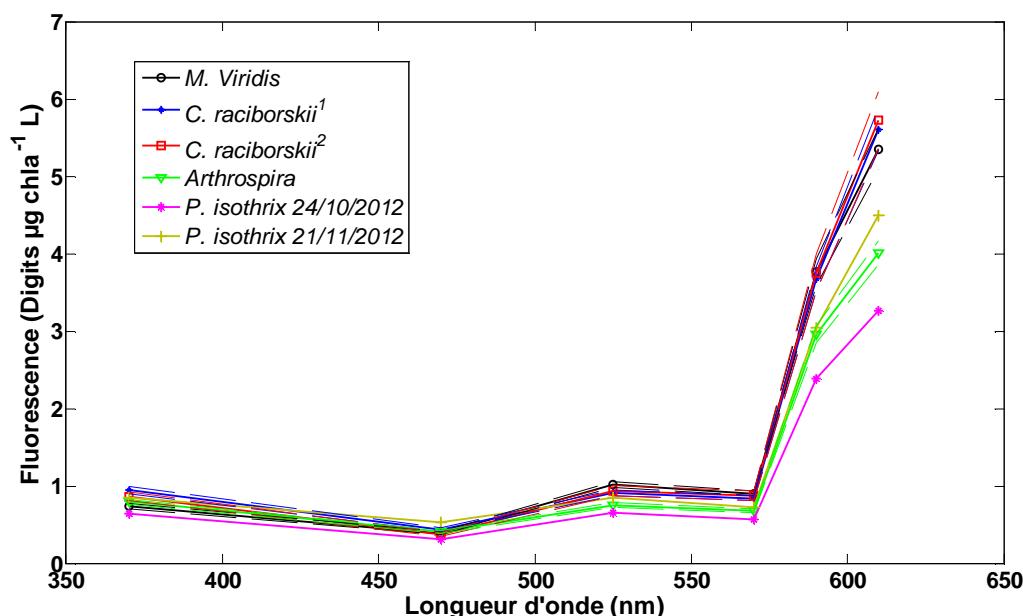


Figure 5.8 : *Norm spectra* construits pour les cyanobactéries au lac de Pampulha. Les lignes pointillées représentent la valeur moyenne du *norm spectra* \pm son écart type. ¹*C. raciborskii* du lac de Pampulha ; ²*C. raciborskii* du réservoir Volta Grande.

5.3. Discussion

5.3.1. Response linéaire

Les tests de dilutions successives ont montré que dans le lac de Pampulha à partir d'environ $100 \mu\text{g chla.L}^{-1}$ mesurée avec la sonde FP, il est nécessaire d'analyser les résultats avec plus de prudence puisque la sonde atteint sa limite de détection. La lumière émise par les LEDs et la fluorescence émise par les cellules phytoplanctoniques peuvent être dispersées, réabsorbées et atténuées conduisant à une réponse non linéaire de la sonde (Gregor *et al.*, 2005).

Les *fingerprints* obtenus sur le terrain pour *P. isothrix* montrent cet effet de la densité optique. Deux valeurs assez différentes (voir Figure 5.8) ont été trouvées pour le spectre d'excitation de cette espèce le 24 octobre 2012, quand la chlorophylle mesurée par la FP est de $310 \mu\text{g chla.L}^{-1}$ et le 21 novembre 2012 où la concentration mesurée est de $126 \mu\text{g chla.L}^{-1}$. La plus petite fluorescence relative mesurée en octobre est due probablement aux effets d'ombrage, dispersion et réabsorption de la lumière provoqués par la biomasse cyanobactérienne plus importante à cette date.

La présence de matières en suspension et la biomasse phytoplanctonique elle-même déterminent la densité optique d'un échantillon, ce qui signifie que d'un site d'étude à l'autre ou lorsque dans un même lac, la structure de la communauté phytoplanctonique change, la

limite supérieure de détection de la sonde FP peut être modifiée. Par exemple, Gregor *et al.* (2005) et Beutler *et al.* (2002) ont constaté des limites supérieures de détection différentes, respectivement de 50 µg chl-a.L⁻¹ et 400 µg chl-a.L⁻¹.

5.3.2. Sous-estimation de la FP

Dans ce travail, les mesures de la concentration en chl-a par la méthode spectrophotométrique et avec la sonde FP ont permis d'estimer qu'en moyenne, les résultats de celle-ci sont presque trois fois inférieurs. Cependant, cette sous-estimation n'est pas homogène au cours du suivi, malgré le fait que les méthodes d'analyse restent inchangées. La sous-estimation de la sonde est plus importante lorsque des cyanobactéries *Chroococales* représentent plus de 20% du biovolume cyanobactérien. Ceci doit être lié à la morphologie plutôt coloniale des espèces de *Chroococales*, qui empêche la lumière des LEDs d'atteindre les cellules à l'intérieur de la colonie.

Les effets du solvant d'extraction et le fait qu'originellement la sonde FP ait été calibrée d'après des mesures de chlorophylle par HPLC jouent aussi sur cette sous-estimation de la FP. De fait, la sous-estimation de la FP a été corrigée en partie avec l'étalonnage de la sonde (voir paragraphe 5.2.4) à partir des mesures spectrophotométriques. Des résultats semblables ont été obtenus par Houliez *et al.* (2012) et Leboulanger *et al.* (2002). Le rapport entre la chl-a mesurée par la FP et la chl-a obtenue par, respectivement, fluorimétrie et spectrophotométrie en laboratoire, s'approche de l'unité après l'étalonnage de la sonde avec un nouveau *fingerprint*. Dans ce travail, le rapport moyen entre les mesures de la FP et les mesures spectrophotométriques pour le suivi mené en 2012, période où l'étalonnage a pu être appliqué, est de 0.50 ± 0.21 avant l'étalonnage et 0.63 ± 0.27 après l'étalonnage. Le facteur de sous-estimation après l'étalonnage de la sonde atteint même des valeurs proches à l'unité lorsque l'espèce *P. isothrix* dominait la communauté phytoplanctonique en octobre et novembre 2012. La sous-estimation de la sonde reste plus importante lorsque les cyanobactéries de l'ordre *Chroococales* représentent plus de 20% du biovolume phytoplanctonique.

Le manque de corrélation entre le facteur de sous-estimation et le biovolume phytoplanctonique total n'a pas permis de vérifier l'hypothèse de Gregor *et al.* (2005), selon laquelle au moment où la biomasse cyanobactérienne atteint des niveaux maximaux, les différences entre la chl-a mesurée par spectrophotométrie et par la FP sont plus petites en raison des changements dans le système photosynthétique des cellules. Ces changements sont responsables d'une émission de fluorescence plus importante pour compenser la limitation en

nutriments lorsque la biomasse algale est trop importante par rapport aux nutriments disponibles (MacIntyre *et al.*, 2010).

5.3.3. Fingerprints des cyanobactéries du lac de Pampulha

Les *fingerprints* obtenus expérimentalement à partir de cultures de cyanobactéries et à partir de mesures sur le terrain pour l'espèce *P. isothrix* conservent la même forme par rapport au spectre d'excitation des « *blue-green algae* » par défaut de la sonde FP. Ceci valide une des conditions préalables au fonctionnement de la FP : la forme d'un *fingerprint* spécifique à un groupe spectral phytoplanctonique doit être constante et indépendante de l'état physiologique et de la densité des cellules et des souches considérées. Toutefois, à la longueur d'onde de 610 nm, on observe une variation importante de la fluorescence relative des cyanobactéries *Oscillatoriales*. De fait, les *fingerprints* des espèces *P. isothrix* et *Arthrospira sp.* révèlent une fluorescence moindre par unité de chl-a que les autres espèces. Ceci peut causer une sous-estimation de la biomasse phytoplanctonique quand les *Oscillatoriales* sont dominantes. L'origine de la variation de la fluorescence relative à 610 nm parmi les cyanobactéries provient des différences du système photosynthétique de chaque espèce (Campbell *et al.*, 1998).

Le *fingerprint* le plus extrême, celui mesuré sur le terrain le 24 octobre 2012, a été obtenu quand la sonde dépassait largement sa limite de détection au lac de Pampulha. Cela indique que lorsque la biomasse phytoplanctonique est importante, au-dessus de 100 µg chl-a.L⁻¹ dans le lac de Pampulha, l'erreur commise par la sonde FP due à densité optique élevée de l'échantillon peut dépasser l'erreur qui résulte de la différence de fluorescence interspécifique.

5.3.4. Estimation de la biomasse phytoplanctonique par la FP

En dessous d'une concentration de 100 µg chl-a. L⁻¹, la chlorophylle mesurée par la sonde et mesurée en laboratoire par spectrophotométrie sont corrélées significativement. La corrélation est plus faible que celles rapportées dans la littérature ($r = 0.95$, Gregor *et al.* 2005; $r = 0.96$, Izydorczyk *et al.*, 2009 et $r = 0.97$, Catherine *et al.* 2012). De même, la corrélation entre les mesures de la FP et le biovolume total du phytoplancton ($r = 0.89$, Catherine *et al.*, 2012) et entre la fluorescence de la FP liée aux cyanobactéries et leur biovolume ($r = 0.79$, Catherine *et al.*, 2012 et $r = 0.68$, Izydorczyk *et al.*, 2009). Ceci est surtout dû à la biomasse phytoplanctonique élevée dans notre site d'étude.

Catherine *et al.* (2009) ont proposé de corriger la mesure de chlorophylle de chaque groupe spectral fournie par la FP par un facteur qui prend en compte le contenu moyen en chl-a par unité de biovolume des différentes espèces qui composent ce groupe. Ce facteur, calculé d'après Reynolds (2006) vaut 5.57, 12.88, 4.23 et 11.48 $\mu\text{g} \cdot \text{mm}^{-3}$ respectivement pour les cyanobactéries, les chlorophytes et les baccillariophytes. L'application de ces facteurs à nos mesures n'a pas apportée d'amélioration significative aux corrélations entre les valeurs de la sonde et les biovolumes.

Le *fingerprint* des CDOM doit être calibré pour chaque site d'étude car l'absorption de la lumière par la matière organique peut varier d'un site à l'autre (Beutler, 2003). Dans ce travail, le *fingerprint* par défaut de la sonde FP a été utilisé sans étalonnage préalable. Cependant les résultats obtenus n'indiquent pas d'interférences majeures dans la précision des mesures. D'une part, les concentrations en chl-a mesurées par la FP sont assez élevées, toujours supérieures à 20 $\mu\text{g chl-a} \cdot \text{L}^{-1}$, par rapport aux CDOM mesurées par la sonde. Selon Catherine *et al.*, 2012 et MacIntyre *et al.*, 2010, des interférences importantes dans la précision de la sonde due à la non-étalonnage du spectre d'excitation des CDOM apparaissent lorsque la biomasse algale est inférieure à 10 $\mu\text{g chl-a} \cdot \text{L}^{-1}$. D'autre part, la biomasse phytoplanctonique au lac de Pampulha est fortement dominée par les cyanobactéries et la mesure du spectre d'excitation de ce groupe taxonomique est moins affecté par la présence de CDOM (MacIntyre *et al.*, 2010).

Enfin, en raison de la dominance très importante des cyanobactéries, la sonde FP présente une incertitude élevée pour les chlorophytes et les diatomées. Le bruit de fond du spectre d'un groupe phytoplanctonique très concentré perturbe la détermination d'un groupe de faible concentration (Beutler *et al.*, 2002). Houliez *et al.* (2012) ont quantifié cet effet dans des échantillons où la biomasse de l'espèce étudiée, *Phaeocystis globosa*, dépassait 55% de la biomasse algale total.

5.4. Conclusions

L'utilisation de la fluorescence *in vivo* de la chl-a est une approche très utile pour estimer la biomasse du phytoplancton, suivre sa dynamique et obtenir une estimation de sa distribution taxonomique. Comme constaté dans les nombreuses études sur les performances de la sonde FP et d'autres spectrofluoromètres, des analyses complémentaires sont souvent, voire toujours, nécessaires pour valider les résultats obtenus et pour connaître en détails la composition taxonomique.

Dans le lac de Pampulha, l'utilisation de sonde FP a pu être optimisée grâce à l'étalonnage du *fingerprint* du groupe phytoplanctonique dominant, les cyanobactéries. La construction d'un *fingerprint* moyen, représentatif des cyanobactéries présentes dans le lac, a mis en évidence les différences du système photosynthétique des espèces. Les cyanobactéries filamenteuses de l'ordre *Oscillatoriales* montrent une fluorescence moindre par unité de chl-a que les espèces des ordres *Chroococcales* et *Nostocales*. Des connaissances préalables sur la communauté phytoplanctonique sont donc nécessaires car si la sonde FP n'a pas été calibrée avec des souches d'*Oscillatoriales*, l'abondance cyanobactérienne pourra être sous-estimée si des espèces de cet ordre sont prédominantes.

L'étalonnage de la sonde avec les concentrations de chl-a dans les échantillons prélevés dans le site d'étude permet également de rapprocher les résultats de ces deux méthodes et de supprimer les effets potentiellement liés aux différences de méthodes, par exemple, au choix du solvant d'extraction de la chl-a. Cependant, les résultats obtenus ici indiquent que la morphologie des espèces présentes peut être aussi une source de disparité entre la méthode *in situ* et *in vivo* et la quantification de la chl-a en laboratoire.

Nos résultats montrent également que l'utilisation de la sonde FP sur des lacs hypertrophes comme le lac de Pampulha, est possible, mais doit faire l'objet d'une analyse rigoureuse pour évaluer la limite de détection supérieure. Si la densité optique est trop élevée, les erreurs peuvent dépasser les erreurs dues à l'absence d'étalonnage de la sonde pour un site donné. Ainsi, pour les pics de biomasse algale, lorsque la connaissance de l'abondance du phytoplancton est très importante tant pour la recherche que pour la gestion, la sonde peut conduire à des estimations erronées.

Dans le lac de Pampulha, en raison de la dominance importante des cyanobactéries, la sonde FP ne fournit pas de mesures fiables de la biomasse d'autres groupes phytoplanctoniques présents en quantités moindres. Cette limitation, déjà rapportée dans d'autres travaux (Gregor *et al.*, 2005 et Beutler *et al.*, 2002) peut avoir un effet important en fonction des objectifs du suivi.

Ainsi, la FP est outil très puissant pour surveiller l'abondance et la diversité phytoplanctonique dans les plans d'eau, toutefois, des limites d'utilisation, variables d'un site à l'autre existent.

6. MODELISATION DE LA DYNAMIQUE CYANOBACTERIENNE DANS LES ECOSYSTEMES LENTIQUES

Ce chapitre porte sur la modélisation des cyanobactéries dans les milieux lenti-ques. Le premier paragraphe, présente rapidement quelques concepts de base en limnologie. Ensuite, le paragraphe suivant trace un bref historique des modèles utilisés dans la simulation des écosystèmes lenti-ques, surtout dans le contexte de l'eutrophisation. Une description non exhaustive des modèles dynamiques, utilisables dans la modélisation de la dynamique cyanobactérienne est réalisée dans le paragraphe 6.3. L'application d'un modèle dynamique à la modélisation de la dynamique des cyanobactéries dans le lac d'Enghien est décrite dans le paragraphe 6.5.

6.1. Concepts de base en limnologie

Avant d'aborder la modélisation des cyanobactéries dans des lacs et réservoirs, certains concepts, sur lesquels reposent les modèles écologiques sont rappelés. Les paragraphes suivants visent à offrir une vue d'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques qui se produisent dans les lacs et réservoirs et sont importants pour la dynamique phytoplanctonique. Wetzel (1983), un classique de la limnologie, est la principale source utilisée dans le texte qui suit et lorsque des compléments sont présentés, les références sont indiquées.

6.1.1. Processus physiques dans les systèmes lenti-ques

Le rayonnement solaire est la source la plus importante d'énergie pour les écosystèmes aquatiques. La productivité et le métabolisme des organismes des eaux continentales sont contrôlés par l'énergie utilisée dans les processus photosynthétiques, dérivée directement de l'énergie solaire. De plus, l'absorption du rayonnement solaire et sa dissipation comme chaleur dans la colonne d'eau affecte la structure thermique, la stratification de la masse d'eau et l'hydrodynamique des lacs et réservoirs. Tous ces processus interfèrent fortement sur les cycles chimiques et la dynamique des organismes aquatiques.

Le rayonnement solaire qui atteint la surface des plans d'eau varie en intensité en fonction de la latitude, des saisons de l'année, de l'horaire et de la nébulosité. Il se divise en deux termes : le rayonnement direct, provenant du soleil et le rayonnement indirect qui résulte de phénomènes de réflexion et réfraction du rayonnement solaire par les nuages. Après avoir

atteint la surface de l'eau, le rayonnement solaire peut être réfléchi, en fonction de son angle d'incidence et de l'état de la surface, calme ou agitée par des vagues ; dispersé par les particules en suspension ; ou absorbé par l'eau, la matière dissoute et particulaire dans l'eau et les organismes photosynthétiques. De tout le rayonnement solaire entrant dans la masse d'eau, seulement une partie, nommée radiation photosynthétique active (PAR) peut être utilisée dans les processus photosynthétiques.

L'absorption de la lumière avec la profondeur s'exprime, pour un faisceau lumineux monochromatique, par l'équation de Beer-Lambert :

Équation 6.1:

$$I(z) = I_0 \times e^{-kz}$$

Où $I(z)$ est le rayonnement solaire à la profondeur z , I_0 est le rayonnement à la surface du plan d'eau et k est le coefficient d'extinction total de la lumière (Équation 6.2) défini en fonction du coefficient d'extinction de l'eau et des matières dissoutes (k_w), du coefficient d'extinction des particules en suspension (k_x) et du coefficient d'extinction du phytoplancton (k_p).

Équation 6.2 :

$$k = k_w + k_x + k_p$$

En plus du rayonnement solaire, les autres flux de chaleur sont: (i) les flux de chaleur avec l'atmosphère, (ii) les flux de chaleur sensible et latente à la surface du lac, (iii) le flux de chaleur en provenance des sédiments et (iv) les flux de chaleur avec le bassin versant (précipitations, ruissellement superficiel, apports d'eau souterraine). Les principaux processus qui interviennent dans les flux de chaleurs d'un plan d'eau sont schématisés dans la Figure 6.1.

Lorsque l'eau en surface est chauffée par le rayonnement solaire plus vite que la chaleur est transférée dans la colonne d'eau, une couche plus chaude et moins dense s'établit à la surface, à l'origine de la stratification thermique des lacs. Une stratification chimique peut aussi s'établir en raison de gradients de concentrations en composés dissous dans la colonne d'eau. Les lacs stratifiés sont divisés en trois couches : (1) l'épilimnion, une couche superficielle, moins dense, à peu près homogène et assez turbulente ; (2) l'hypolimnion, couche plus froide

et plus dense, au fond du lac, peu turbulente et ; (3) le métalimnion, une région de transition entre les deux couches précédentes, présentant un gradient thermique important.

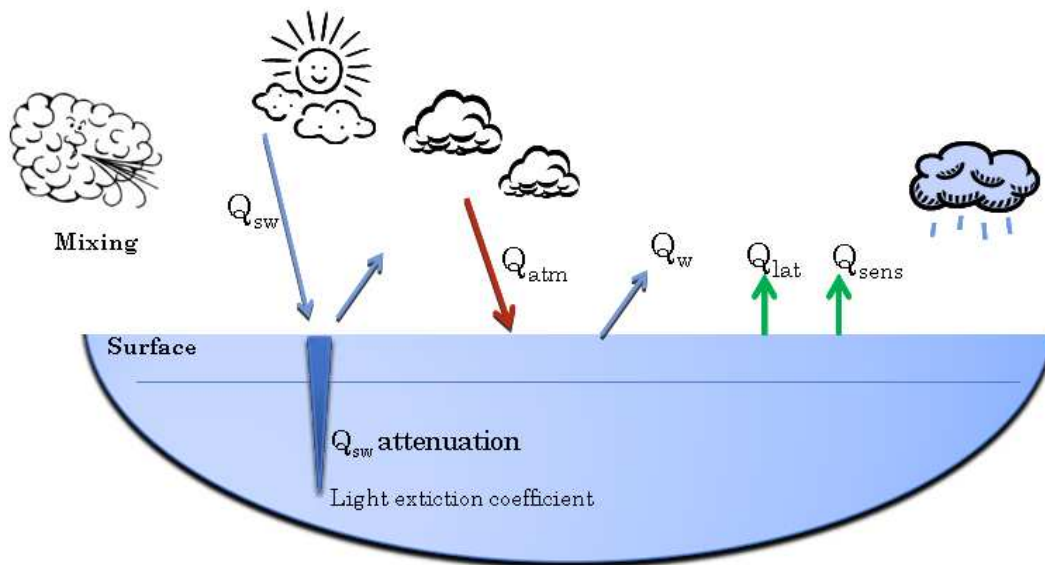


Figure 6.1 : Flux de chaleur dans un plan d'eau. Q_{sw} : rayonnement solaire direct ; Q_{atm} : rayonnement atmosphérique ; Q_w : rayonnement réfléchi par la surface du plan d'eau ; Q_{lat} : chaleur latente ; Q_{sens} : chaleur sensible.

Lorsque les pertes de chaleur à la surface d'un lac stratifié sont plus importantes que les apports, la couche superficielle devient plus froide et plus dense, et se mélange avec l'eau en dessous sous l'action du vent et des courants de convection. C'est le phénomène de brassage de la colonne d'eau. La résistance de la stratification thermique au mélange des eaux est une mesure de la stabilité de la colonne d'eau.

Les écosystèmes lacustres peuvent être classés selon le nombre annuel de brassage vertical complet de leur colonne d'eau : monomictiques (1 brassage), dimictiques (2 brassages), polymictiques (plusieurs brassages), oligomictiques (brassage complet pas tous les ans) et méromictiques (pas de déstratification complète).

Les mouvements de l'eau dans les systèmes lacustres résultent principalement de l'action du vent : vagues de surface, circulations de Langmuir, ondes internes. Les courants de surfaces sont également dus au vent, ainsi qu'à des changements de la pression atmosphérique et des gradients horizontaux de densité thermique ou chimique. La force de Coriolis affecte également les mouvements de l'eau en déviant les courants vers la gauche dans l'hémisphère sud ou vers la droite dans l'hémisphère nord.

Les débits d'entrée engendrent également des mouvements de la masse d'eau. Les débits entrant sous la surface flottent ou plongent selon que leur masse volumique est plus ou moins importante que celle des eaux du lac. Le débit d'entrée d'une rivière pousse l'eau devant lui jusqu'à ce que les forces de flottabilité provenant des différences de masse volumique deviennent assez importantes pour l'entraîner vers le fond ou vers la surface, selon qu'il est plus ou moins dense que l'eau du lac.

La turbulence est quantifiée par le coefficient de diffusion turbulente qui mesure l'intensité du mélange dans la colonne d'eau.

6.1.2. Cycle des nutriments

Le cycle du carbone

Le carbone minéral (CO_2) est un macronutriment utilisé en grandes quantités dans le processus photosynthétique. En abondance dans les milieux aquatiques, il est rarement limitant de l'activité photosynthétique.

L'équilibre entre les espèces du carbone minéral dissous (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) détermine l'acidité ou l'alcalinité du milieu. Le carbone minéral est très soluble et dans l'eau il se trouve sous la forme d'acide carbonique hydraté, H_2CO_3 (Équation 6.3). Cet acide faible se dissocie rapidement en bicarbonate HCO_3^- et carbonate CO_3^{2-} (Équation 6.4). À l'équilibre, les ions bicarbonate et carbonate se dissocient et des ions hydroxydes OH^- sont formés (Équation 6.5 et Équation 6.6). La plupart des milieux d'eau douce sont légèrement alcalins en raison de l'apport en HCO_3^- des roches et des sols, qui est à l'origine d'une concentration plus importante en OH^- par rapport aux ions H^+ .

Les pertes de CO_2 par la photosynthèse ou les apports provenant de l'activité respiratoire changent le pH du milieu. Toutefois, l'addition d'ions H^+ est compensée par la dissociation des ions HCO_3^- et CO_3^{2-} et la formation de OH^- , le pH du milieu variant peu. Si le CO_2 dans le système ne peut pas être compensé, le carbonate de calcium CaCO_3 se forme et précipite (Équation 6.7) jusqu'à ce que l'équilibre revienne. D'autres composés minéraux (*e.g.* PO_4) et organiques peuvent aussi se combiner au CaCO_3 et être entraînés vers les sédiments.

L'assimilation du carbone minéral par le phytoplancton le transforme en carbone organique, qui entre dans le réseau trophique. La respiration des organismes produit du carbone minéral

et l'excrétion et mortalité de ceux-ci libère du carbone organique dissous et particulaire qui subit la décomposition par des bactéries en présence d'oxygène.

Tableau 6.1 : Système carbonate tampon dans les milieux d'eau douce

$CO_2(air) \leftrightarrow CO_2(dissous) + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3$	Équation 6.3
$H_2CO_3 \leftrightarrow H^+ + HCO_3^- \leftrightarrow H^+ + CO_3^{2-}$	Équation 6.4
$HCO_3^- + H_2O \leftrightarrow H_2CO_3 + OH^-$	Équation 6.5
$CO_3^{2-} + H_2O = HCO_3^- + OH^-$	Équation 6.6
$Ca(HCO_3)_2 \leftrightarrow CaCO_3 \downarrow + H_2O + CO_2$	Équation 6.7

Le cycle de l'azote

Dans les eaux douces, l'azote se trouve principalement sous les formes de N_2 moléculaire dissous, d'ammonium (NH_4), de nitrite (NO_2) et de nitrate (NO_3) et de composés organiques, tels les acides aminés et les protéines. Les sources d'azote comprennent les retombées atmosphériques sur la surface du plan d'eau, la fixation de l'azote atmosphérique (N_2) par les bactéries et certaines espèces de cyanobactéries, les apports par le ruissellement superficiel et par les eaux souterraines. Les pertes d'azote sont dues aux débits de sortie des plans d'eau, à la sédimentation des composés organiques et minéraux azotés et à la réduction du nitrate en N_2 par des bactéries dénitrifiantes, suivie de la perte de N_2 vers l'atmosphère.

L'azote organique dissous est minéralisé en ammonium par des bactéries hétérotrophes. L'ammonium est souvent la principale forme d'azote dissous dans les milieux aquatiques. Il est aussi la source la plus utilisée par les algues dans leur croissance, car l'assimilation de NH_4 demande moins d'énergie que l'assimilation de NO_3 . Le processus d'oxydation bactérien de l'ammonium en nitrite puis en nitrate, la nitrification, se produit en présence d'oxygène dissous. Dans les couches anaérobies des lacs eutrophes, la dénitrification, c'est-à-dire, la réduction par des bactéries anaérobies des formes oxydées de l'azote (NO_3 et NO_2) produit l'azote moléculaire N_2 .

NH_4 , NO_3 et NO_2 sont les formes d'azote biodisponibles pour le phytoplancton. Le broutage du phytoplancton constitue la source d'azote pour les hétérotrophes. Après l'assimilation par ces microorganismes, l'azote est éliminé, à travers leur excrétion et mortalité, sous la forme de composés organiques particuliers ou dissous qui seront décomposés et minéralisés par les bactéries.

Le cycle du phosphore

Le phosphore est généralement le macronutriment le moins abondant pour les organismes aquatiques et le premier facteur limitant de la production phytoplanctonique. Le phosphore total est composé principalement par la fraction dissoute et la fraction particulaire organique. L'orthophosphate (PO_4), qui constitue la majeure partie des phosphates, est la seule forme de phosphore minéral dissous directement assimilable par le phytoplancton. Cette forme de phosphore très réactive interagit avec des cations (Fe, Ca) pour former, spécialement sous des conditions oxydantes, des composés relativement insolubles qui précipitent dans les sédiments. La disponibilité de PO_4 est aussi réduite par son adsorption avec des colloïdes et des composés particuliers (*e.g.* argiles, carbonates et hydroxydes). Les sources de phosphore sont les précipitations atmosphériques, les apports par les eaux souterraines et le ruissellement urbain. Des sources anthropiques incluent, les rejets des eaux usées et des stations d'épuration et le ruissellement sur des surfaces agricoles fertilisées.

Ainsi comme dans le cycle de l'azote, les formes organiques du phosphore résultent de processus métaboliques et de la mortalité des organismes phytoplanctoniques et de niveaux trophiques plus élevés qui se nourrissent de ces premiers. Le phosphore organique dissous est minéralisé en phosphate et peut être assimilé par le phytoplancton, réagir avec des cations ou se combiner avec le phosphore organique particulaire et d'autres composés particuliers qui chutent vers les sédiments. Dans le fond des lacs, le phosphore lié aux sédiments peut être remis en suspension et dispersé dans la colonne d'eau. En conditions anoxiques, il peut redevenir biodisponible sous la forme de phosphate dissous.

Oxygène dissous

L'oxygène dissous (O_2) est essentiel pour le métabolisme respiratoire de la plupart des organismes. La dynamique d' O_2 dans les lacs et réservoirs est contrôlée par le bilan entre les entrées, via les échanges atmosphériques et l'activité photosynthétique, et les sorties dues à des processus d'oxydation chimique (oxydation du carbone organique, nitrification) et biologiques (respiration). La distribution de l'oxygène dissous est importante pour les besoins directs des organismes, agit sur la solubilité et disponibilité des nutriments, et par conséquent, sur la productivité des écosystèmes aquatiques.

La distribution verticale de l'oxygène dissous dans un plan d'eau est fonction des conditions de solubilité, de l'hydrodynamique, de la photosynthèse phytoplanctonique et des processus

chimiques et métaboliques d'oxydation. Les couches superficielles d'un plan d'eau présentent des concentrations élevées en O_2 , en raison des échanges avec l'atmosphère et de la présence du phytoplancton qui se concentrent dans la zone euphotique. L'intensité lumineuse diminuant avec la profondeur, l'activité photosynthétique et la production d' O_2 diminuent aussi. Dans les lacs eutrophes, l'apport de matières organiques dans l'hypolimnion augmente la consommation d' O_2 par les bactéries et entraîne une réduction progressive des concentrations en O_2 lors des périodes de stratification.

La température de l'eau est aussi un facteur important dans la distribution de l' O_2 au long de la colonne d'eau car la solubilité de l'oxygène dissous diminue avec la température. Dans les lacs oligotrophes stratifiés pendant l'été, la concentration en oxygène dissous est plus élevée dans l'hypolimnion, où l'eau est plus froide. Dans les lacs eutrophes, les périodes chaudes prolongées peuvent causer une forte désoxygénation et entraîner une mortalité massive des poissons. La température élevée stimule l'activité bactérienne et augmente la demande benthique en O_2 pour la décomposition de la matière organique dans les sédiments (demande benthique en oxygène dissous).

6.1.3. La dynamique cyanobactérienne

Le phytoplancton joue un rôle très important dans les cycles du carbone, du phosphore, de l'azote, dans le bilan de l'oxygène dissous et dans le réseau trophique. En ce qui concerne les cyanobactéries, elles assimilent les nutriments minéraux dissous (PO_4 , NO_3 , NH_4) et les recyclent sous forme organique particulaire et dissoute par l'excrétion, la respiration et la mortalité. La diagenèse des sédiments, ainsi que la minéralisation et la décomposition dans la colonne d'eau, transforment les nutriments sous la forme particulaire et organique en composés minéraux dissous.

La croissance phytoplanctonique est limitée par la disponibilité de la lumière et des nutriments, azote et phosphore. La température aussi joue un rôle important dans le développement phytoplanctonique et chaque espèce possède sa propre température de croissance optimale. La respiration et l'excrétion constituent le métabolisme de base et avec la mortalité, le broutage et la sédimentation, représentent les pertes dans la croissance algale. D'autres mécanismes importants sont la resuspension des organismes lors des épisodes de brassage et la migration verticale, pour certaines espèces. La Figure 6.2 schématise les principaux processus impliqués dans la croissance du phytoplancton évoqués ci-dessus.

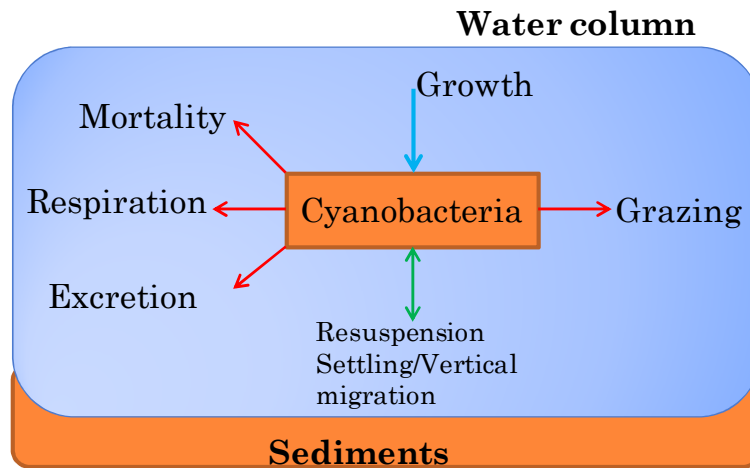


Figure 6.2 : Représentation schématique des processus impliqués dans la dynamique cyanobactérienne (adapté de Hipsey *et al.*, 2011)

6.2. Modélisation des écosystèmes lentiques

L'objectif de ce paragraphe est de fournir un panorama général de la modélisation des écosystèmes lacustres depuis ses premières applications dans les années 1960. La modélisation des écosystèmes lacustres à cette époque a consisté en des approches statistiques basées sur des régressions linéaires destinées à reproduire l'eutrophisation des lacs (Sakamoto, 1966). Ce type de modèle empirique relie la concentration en phosphore et la concentration en chl-a, par exemple, au Canada, la concentration en phosphore a été mesurée pendant le printemps et la concentration en chl-a durant l'été dans 19 lacs. Une relation linéaire entre la concentration moyenne en chl-a en période estivale à partir d'une seule mesure de concentration en phosphore en fin de printemps a ensuite été établie (Dillon et Rigler, 1974).

Sans prendre en considération l'évolution temporelle mais en utilisant une approche déterministe, Vollenweider (1975) a établi un modèle du type « *input-output* » basé sur le bilan de masse du phosphore et de l'azote en considérant les flux d'entrée, de sortie et la sédimentation des nutriments sur une période de temps. Ce modèle montre que le temps de résidence de l'eau et non seulement la profondeur moyenne des lacs est un facteur qui influence l'eutrophisation des plans d'eau.

Les modèles statiques se sont montrés simples et faciles à mettre en œuvre ; ils ont fourni des relations générales qui sont de bonnes premières estimations des effets de l'eutrophisation dans les lacs. Dans le cas des régressions linéaires mentionnées ci-dessus, les modèles sont

basés sur une grande quantité de données obtenues dans des lacs ayant des niveaux trophiques différents de sorte que la modélisation prend en compte les effets des changements structurels dans le gradient de nutriments, ce qui est difficile à obtenir même avec des modèles plus complexes (Mooij *et al.*, 2010). Ainsi, les modèles statiques ont été largement utilisés par les gestionnaires des plans d'eau pour établir des seuils de concentrations et d'apports en nutriments. Cependant, d'autres facteurs qui pourraient influencer la biomasse phytoplanctonique en plus de l'azote et du phosphore, par exemple, la lumière, les interactions biologiques et la charge interne en nutriments, ne sont pas pris en compte. L'hypothèse selon laquelle le lac est un système mélangé en permanence ne peut être appliquée qu'en quelques périodes de l'année. En conséquence, face à des changements de forçage, le pouvoir prédictif des modèles statiques est limité.

Les limites du modèle *input-output* de Vollenweider (1975), portent sur le fait que l'état trophique d'une masse d'eau ne peut pas être décrit uniquement en fonction des apports en nutriments. De ce fait, des modèles dynamiques de phosphore ont été créés dont la complexité peut varier du simple bilan de masse jusqu'à des modèles écologiques complexes (Ahlgren *et al.*, 1988). Les processus impliqués dans la dynamique phytoplanctonique telles, la croissance, la mortalité, l'excrétion, la respiration, la sédimentation ont été modélisés explicitement à un niveau plus ou moins détaillé dans chaque modèle.

Les modèles écologiques de la qualité de l'eau décrivent les principaux processus physiques, chimiques et biologiques qui affectent le phytoplancton et les niveaux trophiques plus élevés dans les milieux aquatiques (Hamilton et Schladow, 1997). Néanmoins, ces processus sont décrits par des équations de conservation interdépendantes, incluant des coefficients qui ont besoin d'un calage pour chaque site spécifique, ce qui constitue une limite importante de ces modèles. De plus, les processus physiques de transport et de mélange dans le plan d'eau sont souvent simplifiés. Ainsi, les interactions physiques, chimiques et biologiques décrites dans ces modèles sont mal représentées, ce qui compromet leur capacité prédictive (*e.g.* Matsuoka *et al.*, 1986).

Certains modèles hydrodynamiques prennent en compte des variables de la qualité de l'eau, soit par couplage avec des modèles simples du type *input-output*, soit par couplage avec des modèles écologiques (Hamilton et Schladow, 1997). Cette dernière option est à l'origine des modèles que Mooij *et al.*, (2010) appellent des modèles dynamiques complexes dont font partie le modèle DYRESM/ELCOM couplé avec CAEDYM (Hamilton et Schladow, 1997),

CE-QUAL-W2 (Cole et Wells, 2008), PCLake (Janse et Aldenberg, 1990), PROTECH (Reynolds *et al.*, 2001), SALMO (Benndorf et Recknagel, 1982), entre autres.

A partir des années 1990, des approches stochastiques plus évoluées que les régressions linéaires simples réalisées dans les années 1960, ont gagné de la place dans la modélisation des systèmes lacustres. Des algorithmes évolutionnaires hybrides (Recknagel *et al.*, 2008) et des réseaux de neurones (Teles *et al.*, 2006) ont été utilisés pour la prédiction des efflorescences cyanobactériennes. D'autres outils mathématiques, tels le filtre de Kalman et la logique floue ont aussi été utilisés en combinaison avec des modèles déterministes pour améliorer la précision de ces derniers lors de simulations de court terme en vue de la surveillance en temps réel (Allen *et al.*, 2003 ; Ibelings *et al.*, 2003). La Figure 6.3 schématise l'évolution de la modélisation des écosystèmes lacustres.

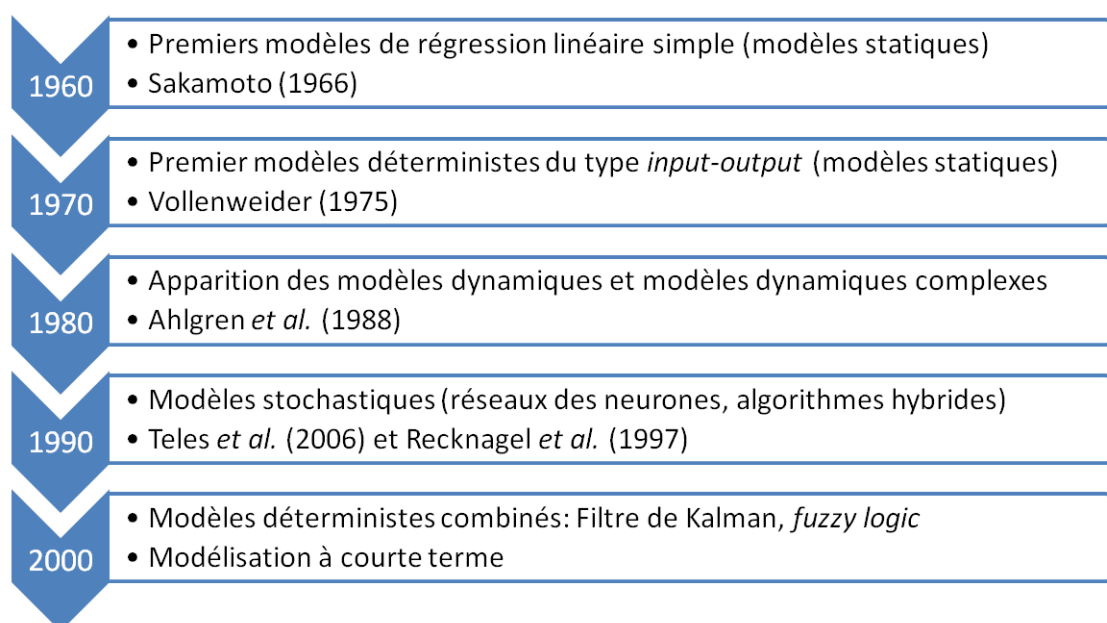


Figure 6.3 : Evolution de la modélisation des écosystèmes lacustres depuis leur création dans les années 1960.

Actuellement, de nombreux modèles sont utilisés dans la simulation des écosystèmes lacustres. Selon Mooij *et al.* (2010) qui ont fait le point sur des différentes approches de modélisation dans ce domaine, deux grands défis sont à éviter (1) « réinventer la roue », c'est-à-dire, éviter le développement de nouveaux modèles basés sur des concepts déjà utilisés par des modèles antérieurs et ; (2) se concentrer sur un seul type de modèle, tout en ignorant les nouvelles et diverses approches disponibles.

6.3. Modélisation déterministe des cyanobactéries

Parmi tous les modèles mentionnés dans le paragraphe précédent, les modèles dynamiques complexes sont les plus appropriés aux objectifs de cette thèse, en raison de leur caractère déterministe qui permet de mieux évaluer les relations de cause à effet entre les différents forçages et les réponses du modèle. Ces modèles peuvent représenter des aspects divers des écosystèmes lentiqes, y compris la dynamique des cyanobactéries. Le Tableau 6.2 adapté de Mooij *et al.* (2010) résume les caractéristiques principales des modèles décrits dans ce paragraphe.

Les modèles déterministes expriment par des formulations mathématiques les processus impliqués dans le contrôle des variables, dans notre travail, la biomasse des cyanobactéries. La modélisation déterministe, outil de formalisation et d'évaluation des hypothèses, permet une meilleure compréhension des mécanismes impliqués dans la dynamique algale. Cependant, ce type de modèles nécessite l'obtention d'un jeu de données suffisant pour les procédures de calage et validation (Ahlgren, 1988).

Certains modèles hydrodynamiques tels DYRESM et SALMO-1D sont unidimensionnels ; ils décrivent les variations des variables selon l'axe vertical (1-DV). L'hypothèse d'unidimensionnalité est valable uniquement dans les lacs ou réservoirs où les variations selon l'axe vertical sont dominantes par rapport à l'axe horizontal. Les variations dans le plan horizontal sont négligeables et toutes les propriétés concernant l'hydrodynamique du lac sont moyennées sur la verticale. Ce type de modèles peut réaliser des simulations à des échelles de temps saisonnières ou même journalières (Gal *et al.*, 2009, Trolle *et al.*, 2010, Vinçon-Leite *et al.*, 1995). Dans les cas où l'hypothèse d'unidimensionnalité ne peut pas être vérifiée, des modèles 2D et 3D tels CE-QUAL-W2 et ELCOM-CAEDYM, couplant également hydrodynamique et biogéochimie, sont mis en œuvre (Hillmer, 2008 ; Missaghi, 2010).

CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem DYnamic Model) est un modèle développé par le Centre for Water Research (CWR, Western Australia University) qui peut être couplé soit avec le modèle hydrodynamique 1D DYRESM, soit avec le modèle hydrodynamique 3D ELCOM. Le modèle hydrodynamique traite du transport, du mélange et des échanges de chaleur dans la masse d'eau. CAEDYM simule les solides en suspension, l'oxygène dissous, les nutriments (C, N, P et Si), jusqu'à sept groupes phytoplanctoniques, cinq groupes zooplanctoniques, trois groupes de poissons, la communauté benthique (macroalgues, macrophytes et invertébrés benthiques) et des agents pathogènes.

Tableau 6.2 : Caractéristiques principales de six modèles dynamiques complexes. D'après Mooij *et al.* (2010).

Caractéristique	CAEDYM	CEQUALW2	PCLake	PROTECH	SALMO
Dimension spatiale	1-DV, 3D	2-DV	2-DV*	1-D	1-DV
Stratification	+	+	-	-	+
Sédiments	+	+	+	-	+
Groupes phytoplancton	1 – 7	3+	3	10	2 – 10
Groupes zooplancton	0 – 5	3+	1	1	1
Groupes benthiques	0 – 6	3+	1	0	0
Groupes poissons	0 – 3	0	3	0	0
Groupes macrophytes	0 – 1	3+	1	0	0
Groupes oiseaux	0	0	0 - 1	0	0
Hydrodynamiques	+	+	±	±	+
Température	+	+	+	±	+
Oxygène dissous	+	+	+	-	+
CO ₂ /DIC	+	+	-	-	-
DOC/POC	+	+	+	-	+
Bactéries	+	+	±	-	-
Apports en P	+	+	+	±	+
Apports en N	+	+	+	±	+
Cycle de P	+	+	+	+	+
Cycle de N	+	+	+	+	+
Cycle de Si	+	+	±	-	-
Sédimentation/resuspen.	+	+	+	+	+
Diagenèse	+	±	±	-	-

+ Exécuté ; ± exécuté partiellement ; - non exécuté. 1-DV : unidimensionnel vertical ; 2-DV : bidimensionnel vertical ; 2-DV* : bidimensionnel vertical avec compartiments ; 3-D : tridimensionnel

CAEDYM consiste en un ensemble d'équations différentielles de conservation de la masse. Ce modèle a été largement utilisé pour étudier les cycles des nutriments, les effets de l'augmentation des apports en nutriments dans les proliférations algales, des changements dans la succession phytoplanctonique, ainsi que pour identifier les conditions qui favorisent le développement des cyanobactéries (Hipsey *et al.*, 2011). CAEDYM a été appliqué pour des simulations de long terme, de plusieurs années, dans des plans d'eau divers, eutrophes à oligotrophes, petits et peu profonds à grands et très profonds (Romero *et al.*, 2004), dans des

régions tempérées (Trolle *et al.*, 2008) et subtropicales (Gal *et al.*, 2009). CAEDYM est décrit en détails dans Hamilton et Schladow (1997) et Hipsey *et al.* (2011).

CE-QUAL-W2 (Cole et Wells, 2008) est un modèle bidimensionnel moyenné latéralement, composé d'un modèle hydrodynamique et d'un modèle de la qualité d'eau qui simule la température, les solides totaux en suspension, les sédiments minéraux en suspension et au fond, l'oxygène dissous, la demande biochimique en oxygène, des groupes du phytoplancton, zooplancton, periphyton, macrophytes, des nutriments tels le phosphore et l'azote, le fer, l'alcalinité, le pH, les coliformes et les détritiques. En raison de l'homogénéité latérale supposée par le modèle, celui-ci est plus indiqué pour simuler des masses d'eau de forme longue et étroite et où les paramètres de la qualité d'eau présentent des gradients longitudinaux et verticaux. Ainsi le modèle est applicable dans des rivières, des lacs et réservoirs et dans des régions estuariennes pour des simulations de long terme. CE-QUAL-W2 a été utilisé surtout aux Etats Unis pour étudier la dynamique de la chl-a dans des réservoirs (Bowen et Hieronymous, 2003) ; couplé avec des modèles hydrologiques pour simuler la quantité et la qualité de l'eau dans les bassins versants et dans des masses d'eau (Debele *et al.*, 2008) ; pour intégrer la modélisation hydrodynamique et la modélisation biologique de niveaux trophiques différents (moules et phytoplancton) à partir de données de température de l'air et de vitesses du vent obtenues en temps réel (Zhang *et al.*, 2008).

PROTECH (Phytoplankton Responses To Environmental CHange) simule la dynamique de huit espèces phytoplanctoniques à l'aide de fonctions du premier ordre qui décrivent la croissance algale au pas de temps journalier (Reynolds *et al.*, 2001). Les taux maximaux de croissance sont basés sur des expériences avec des espèces en culture. Le fonctionnement hydrodynamique est modélisé par une masse d'eau mélangée en continu et instantanément. En raison de sa capacité à simuler des aspects essentiels de la dynamique phytoplanctonique, PROTECH a été utilisé dans l'analyse de problèmes écologiques classiques tels la succession algale et la compétition entre espèces, ainsi que pour étudier la réponse de la communauté phytoplanctonique, notamment des cyanobactéries, à des changements d'apport de nutriments, de disponibilité de la lumière et de ruissellement provenant d'évènements pluvieux extrêmes (Elliot *et al.*, 2010). PROTECH a été utilisé pour des simulations annuelles sous plusieurs latitudes, par exemple dans deux lacs au Royaume-Uni pour évaluer l'ajout d'une sous-routine de simulation des effets de la diffusion turbulente sous la couche mélangée (Elliot et Thackeray, 2004) ; dans un réservoir australien fréquemment touché par des proliférations de cyanobactéries toxiques pour simuler l'addition de CuSO_4 pour le contrôle

de la croissance algale et d'un aérateur limitant la stratification thermique du plan d'eau (Lewis *et al.*, 2002) et dans un lac suédois quand une nouvelle espèce de cyanobactérie, *Gloeotrichia echinulata* a été rajouté dans la base de données du modèle (Elliot *et al.*, 2007). Une synthèse sur l'utilisation de ce modèle dans divers sites d'étude dans le monde est présentée dans Elliot *et al.*, (2010).

PCLake (Janse et Aldenberg, 1990) modélise les cycles du phosphore et de l'azote dans des écosystèmes lacustres, peu profonds, polymictiques et un réseau écologique simplifié, composé par le phytoplancton (cyanobactéries, diatomées et petites algues comestibles), les détritiques, le zooplancton, le macrozoobenthos, des poissons et des macrophytes immergées. PCLake est basé sur des équations différentielles ordinaires de bilan de masse, une équation pour chaque variable d'état (Mooij *et al.*, 2007). Des relations empiriques sont utilisées, par exemple, pour le taux de remise en suspension, influencé par la végétation et les poissons. L'objectif principal de ce modèle est d'analyser dans les lacs peu profonds, la probabilité de transition entre l'état des eaux claires, où l'écosystème est dominé par les macrophytes et l'état des eaux troubles où l'écosystème est dominé par le phytoplancton. PCLake a été appliqué surtout aux lacs aux Pays Bas pour des simulations des cycles des nutriments en liaison avec la structure du réseau trophique (Janse *et al.*, 1995 ; Puijenbroek *et al.*, 2004) et pour prédire les effets des changements climatiques sur les apports en nutriments, la turbidité de l'eau, les cyanobactéries et le zooplancton (Mooij *et al.*, 2007). Au Brésil, PCLake a été couplé au modèle hydrodynamique tridimensionnel IPH-TRIM3D pour étudier des phénomènes écologiques dans un écosystème subtropical (Fragoso *et al.*, 2009).

La première version de SALMO (Simulation of an Analytical Lake MOdel) a été développée entre 1975 et 1980 en Allemagne (Hydrobiological Laboratory of the Water Resources Department, Dresden University of Technology) dans l'objectif d'obtenir un modèle généraliste qui n'aurait pas besoin de calage pour chaque lac en particulier. La colonne d'eau est divisée en 2 couches homogènes: l'épilimnion et l'hypolimnion. Le phosphate, deux groupes phytoplanctoniques (cyanobactéries et chlorophytes) et la communauté zooplanctonique sont calculées dans ces deux couches tous les dix jours pour des simulations annuelles (Benndorf et Recknagel, 1982). SALMO a été appliqué avec succès pour simuler la biomasse phytoplanctonique dans quatre lacs allemands très différents en ce qui concerne le niveau trophique et la profondeur maximale (Benndorf et Recknagel, 1982). SALMO peut être couplé avec un modèle physique 1D (SALMO-HR) pour simuler l'évolution saisonnière de la température de l'eau, la stratification et la turbulence, ainsi que les concentrations en

phosphore, azote, oxygène, solides en suspension, carbone organique dissous, phytoplancton et zooplancton (Mooij *et al.*, 2010). Plus récemment, SALMO a été utilisé en combinaison avec d'autres techniques de modélisation (SALMO-OO) comme la programmation orientée objet (ci-après POO) dans des plans d'eau en Allemagne et en Afrique du Sud (Recknagel *et al.*, 2008) et les algorithmes d'évolution hybrides afin de faciliter l'optimisation multi-objectif de certains paramètres du modèle et les remplacer par des fonctions optimales de la température et du phosphate (Cao *et al.*, 2008). Dans la version SALMO-OO, les lacs sont classés en différentes catégories selon leur type de circulation, de climat et d'état trophique, par exemple, une des catégories correspond aux lacs chauds, monomictiques et hypertrophes. Les nombreux processus écologiques déterminant les bilans de masse sont décrits dans des bibliothèques qui fournissent des alternatives, selon la catégorie du lac, à la modélisation des phénomènes de l'écosystème, telle la croissance algale et zooplanctonique, le broutage, la mortalité. Benndorf et Recknagel (1982) ont fourni un jeu d'équations qui composent la bibliothèque pour des lacs oligotrophes à eutrophes en Allemagne. D'autres équations décrivent des lacs profonds, mésotrophes et eutrophes de la région des Great Lakes aux Etats-Unis (Park *et al.*, 1974). Des lacs chinois peu profonds ont été modélisés par Hongping et Jianyi (2002) et Arhonditsis et Brett (2005) ont développé une bibliothèque pour le lac Washington (EUA). Benndorf et Recknagel (1982) et Recknagel *et al.* (2008) décrivent plus en détails les caractéristiques de SALMO et SALMO-OO, respectivement.

6.4. Le choix du modèle de simulation de la dynamique cyanobactérienne

Pour la simulation de l'évolution thermique et de la dynamique des cyanobactéries dans nos sites d'étude, nous avons fait l'hypothèse d'unidimensionnalité verticale et avons retenu un modèle unidimensionnel nécessitant un jeu de données moindre en comparaison à des modèles bi- et tridimensionnels. Le modèle DYRESM-CAEDYM (ci-après DYCD) a été choisi pour des raisons multiples (i) il s'agit d'un modèle déterministe complexe permettant la compréhension des processus physiques, chimiques et biologiques en jeu ; (ii) DYCD représente correctement les processus hydrodynamiques et prend en compte les principaux phénomènes impliqués dans la croissance algale (croissance, mortalité, excrétion, respiration et sédimentation) ; (iii) ce modèle est capable de reproduire la dynamique cyanobactérienne à un pas de temps assez réduit (horaire) ; (iv) DYCD a été appliqué avec succès dans des nombreux plans d'eau dans le monde.

6.4.1. Description du modèle hydrodynamique

Le modèle DYnamic REservoir Simulation Model – DYRESM, est un modèle unidimensionnel conçu pour la simulation de la distribution vertical de la température, salinité et masse volumique de l'eau dans les lacs et retenues, développé par le Centre for Water Research (CWR), University of Western Australia à la fin des années 1970.

La dynamique des lacs et réservoirs à des échelles de temps plus longues que celles des événements extrêmes, tels que les orages et les inondations, est bien décrite par l'approche unidimensionnelle. Ainsi, sur des échelles temporelles allant de plusieurs semaines à des dizaines d'années, DYRESM est capable de simuler avec fiabilité les caractéristiques thermiques des plans d'eau. DYRESM permet donc la prévision de la variabilité saisonnière et interannuelle du comportement thermique des systèmes lacustres, ainsi que l'estimation de la sensibilité de ces systèmes à des changements dans leurs bassins versants et à des changements environnementaux de long terme.

La colonne d'eau est représentée par une série de couches horizontales d'épaisseur variable dont les propriétés (température, salinité et masse volumique) sont uniformes dans chaque couche. Ainsi, aucune variation latérale ou longitudinale n'est simulée. Les profils verticaux sont obtenus à partir des valeurs dans chaque couche. L'épaisseur des couches peut augmenter ou diminuer en raison de l'entrée ou de la sortie de l'eau. Le mouvement vertical des couches se fait par une variation de leur épaisseur lorsque le niveau du lac varie. Lorsqu'une couche dépasse son épaisseur maximale elle se divise, en créant deux nouvelles couches ayant les mêmes propriétés que la couche d'origine. Les couches sont renumérotées et leurs surfaces sont calculées. En sens inverse, lorsqu'une couche atteint son épaisseur minimale elle fusionne avec la couche voisine et à nouveau, les couches sont renumérotées et les surfaces calculées (Imerito, 2007).

A partir du profil vertical initial de température et de salinité de l'eau, DYRESM simule la température, la salinité et la masse volumique de l'eau en utilisant le forçage météorologique, les débits d'entrée et sortie, et la bathymétrie du lac. Les étapes suivies par DYRESM (Figure 6.4), consistent à : (i) déterminer les volumes des couches et la masse volumique de l'eau dans chaque couche (équations dans le Tableau 6.3); (ii) établir le bilan thermique, de masse et de quantité de mouvement à la surface de l'eau et ensuite, dans les couches adjacentes (Tableau 6.4) et (iii) simuler le processus de mélange des couches (Tableau 6.6). Ces trois étapes sont effectuées à chaque pas de temps de calcul jusqu'à minuit de chaque jour de

simulation. A ce moment, l'entrée et la sortie des débits sont prises en compte dans l'hydrodynamique du lac (Figure 6.4, Tableau 6.7) et les étapes de calcul recommencent. DYRESM fournit les profils verticaux de température, salinité et masse volumique de l'eau au pas de temps journalier ou au pas de temps de calcul. De plus, les propriétés du débit de sortie du lac, température et salinité, sont aussi simulées par le modèle. Les variables et les paramètres utilisés par DYRESM sont répertoriés et décrits dans l'annexe 2 (Tableau A.3 à A.6).

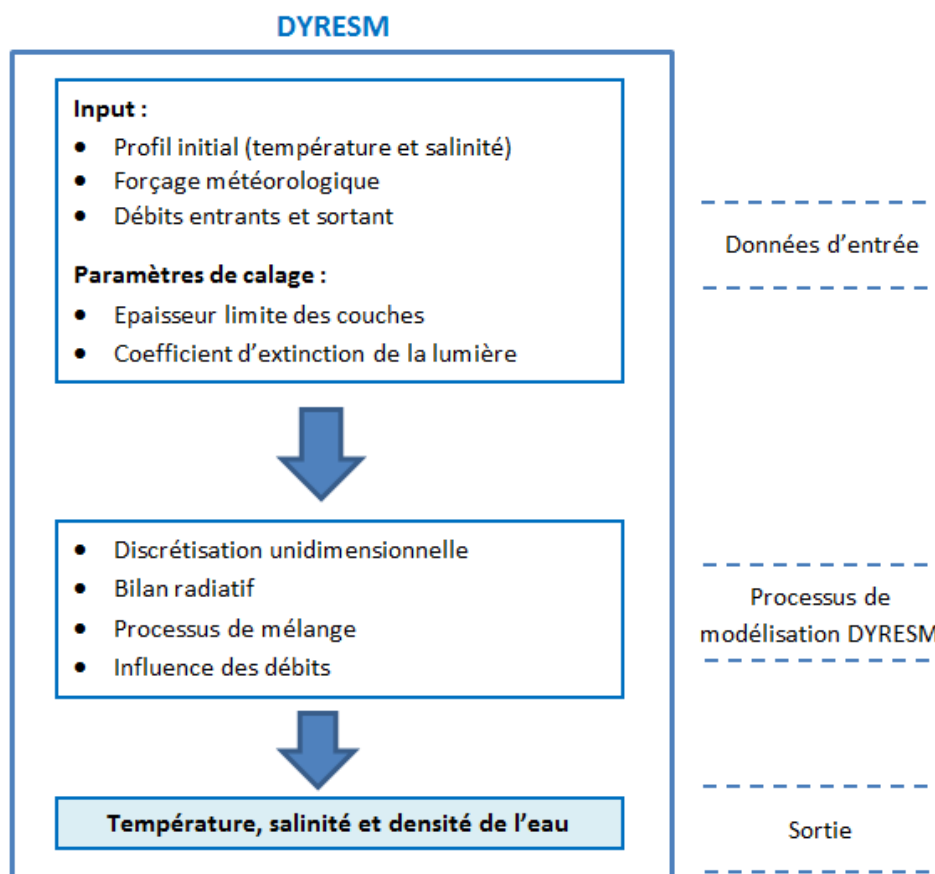


Figure 6.4 : Schéma de modélisation de DYRESM

Tableau 6.3 : Equations de calcul de la masse volumique des couches

Masse volumique des couches (ρ)	
$\rho(T, S, P) = \frac{\rho(T, S, 0)}{\left(1 - \frac{P}{K(T, S, P)}\right)}, \text{ où : } \rho(T, S, 0) = A + BS + CS^{\frac{3}{2}} + DS^2$	
Où A, B, C et D sont des fonctions polynomiales de la température déterminées à l'aide des coefficients présentés dans l'annexe 2	Équation 6.8
$K(T, S, P) = E + FP + GP^2$	
Où E, F et G sont aussi des fonctions polynomiales de la température déterminées à l'aide des coefficients de l'annexe 2	

Tableau 6.4 : Equations pour le calcul du bilan thermique

Chaleur sensible, Q_{sens}	
$Q_{sens} = C_s \rho_a C_P U (T_a - T_s) \times \Delta t$	Équation 6.9
Chaleur latente, Q_{lat}	
$Q_{lat} = \min \left\{ 0; \frac{0,622}{P} C_L \rho_a L_E U [e_a - e_s(T_s)] \times \Delta t \right\}$	Équation 6.10
Pression de vapeur saturante, e_s	
$e_s(T_s) = \exp \left[2,3026 \left(\frac{7,5T_s}{T_s + 237,3} + 0,7858 \right) \right]$	Équation 6.11
Rayonnement solaire non-réfléchi par le plan d'eau, q_{sw}^{nr}	
$q_{sw}^{nr} = (1 - r_a) Q_{sw}$	Équation 6.12

Tableau 6.4: Equations pour le calcul du bilan thermique (suite)

Albedo, r_a		
$r_a = R_a + 0.02 \sin(\frac{2\pi d}{D} - \frac{\pi}{2})$; Hémisphère sud		Équation 6.13
$r_a = R_a$; Equateur		
$r_a = R_a + 0.02 \sin(\frac{2\pi d}{D} + \frac{\pi}{2})$; Hémisphère nord		
Energie lumineuse à la profondeur z , q_{sw}		
$q_{SW}(z) = 0.45 \times q_{SW}^{nr} \times e^{-k_{le} \times z}$		Équation 6.14
Rayonnement atmosphérique incidente, Q_{atm}^{inc}		
$Q_{atm}^{inc} = (1 - r_a^{lw}) \times (1 + 0.17N^2) \times \epsilon_a(T_a)\sigma T_a^4$		Équation 6.15
Emissivité de l'air, ϵ_a		
$\epsilon_a(T_a) = C_\epsilon T_a^2$ où $C_\epsilon = 9.37 \times 10^{-6} \text{ K}^{-2}$		Équation 6.16
Rayonnement solaire émis par la surface de l'eau		
$Q_w = \epsilon_w \sigma T_w^4$		Équation 6.17
Rayonnement atmosphérique net, Q_{atm}^{net}		
$Q_{atm}^{net} = Q_{atm}^{inc} - Q_w$		Équation 6.18

Tableau 6.5 : Equations pour le calcul du bilan de masse et de quantité de mouvement

Evaporation et précipitation		
$\Delta M_j = -\frac{Q_{lat} \times A_j}{Le} + \rho_j A_j r_h$		Équation 6.19
Vitesse de la couche superficielle au début du mouvement, U_s		
$U_s = \frac{u_*^2}{\Delta Z_s} \times \Delta t$		Équation 6.20

Tableau 6.5: Equations pour le calcul du bilan de masse et de quantité de mouvement (suite)

Vitesse de cisaillement, u_*	
$u_* = \left(\frac{C_d \times \rho_a}{\rho_s} \right)^{1/2} U_a$	Équation 6.21
Vitesse de la couche superficielle au cours du temps t, U_s	
$U_s(t + \Delta t) = U_s(t) + \frac{u_*^2 \times A_E}{V_s} \times \Delta t, \text{ avec } A_E = A_s \tan\left(\frac{A_s}{A_c}\right)$	Équation 6.22
Période de cisaillement, T_{sp}	
$T_{SP} = \min\left(\frac{T_i}{4}, \frac{86400}{\sin \phi}, 7 \text{ jours}\right)$	Équation 6.23

Tableau 6.6 : Equations pour le calcul du mélange des couches

Mélange convectif, TKE_{PE}	
$TKE_{PE} = \eta_{PE} \times \rho_N \times A_{N-1} \times w^3 \times \Delta t$	Équation 6.24
Mélange par le vent, TKE_{WS}	
$TKE_{WS} = \eta_{WS} \times \rho_s \times A_{N-1} \times u^3 \times \Delta t$	Équation 6.25
Cisaillement entre couches, TKE_{KE}	
$TKE_{KE} = \frac{\eta_{KE}}{2} \times \frac{M_N \times M_{N-1}}{M_N + M_{N-1}} \times (U_N \times U_{N-1})^2$	Équation 6.26
Energie potentielle requise pour le mélange de 2 couches, E_{REQ}	
$E_{REQ} = g \times [(M_N + M_{N-1}) \times \zeta_{N-1}^* - (M_N \times \zeta_N + M_{N-1} \times \zeta_{N-1}^*)]$	Équation 6.27
Energie cinétique turbulente disponible pour le mélange, TKE_{DISP}	
$TKE_{DISP}(t) = TKE_{PE}(t) + TKE_{WS}(t) + TKE_{DISP}(t - \Delta t)$	Équation 6.28

Tableau 6.6 : Equations pour le calcul du mélange des couches (suite)

Tension au fond de l'épilimnion, τ_E		
$\tau_E = C_g \times \rho_E \times U_E^2$, avec $U_E = U_S$		Équation 6.29
Tension au fond de l'hypolimnion, τ_H		
$\tau_H = C_g \times \rho_H \times U_H^2$ avec $U_H = \frac{U_E \times h_E}{h_H}$, si $h_E < h_H$ ou $U_H = U_E$, si $h_E \geq h_H$		Équation 6.30

Tableau 6.7 : Equations pour le calcul des débits d'entrée en superficie et souterrain

Epaisseur du débit entrant en surface, h_0		
$h_0 = \left(\frac{2 \times Q^2 \times R_{in}}{g' \times \tan^2 \alpha} \right)$ avec $g' = \frac{\rho_{in} - \rho_{surface}}{\rho_{in}} \times g$		Équation 6.31
Epaisseur du débit dans les couches sous-jacentes, h		
$h = 1,2 \times E \times s + h_0$		Équation 6.32
Volume d'eau entraîné, ΔQ		
$\Delta Q = Q \times \left[\left(\frac{h}{h_{prev}} \right)^{5/3} - 1 \right]$		Équation 6.33
Flux de flottabilité pour des débits entrant souterrains, B_i		
$B_i = g \times \left(\frac{\rho_i - \rho_{inf}}{\rho_i} \right) \times Q$		Équation 6.34
Débit entrant souterrain flottant + débit de l'eau entraîné, Q_p		
$Q_P = \varepsilon_{pf} \times \frac{6\pi}{5} \times b_1 \times L_R \times B_i^{1/3} \times (z_i - z_{inf})^{5/3} + Q$		Équation 6.35

6.4.2. Description du modèle écologique

Pour simuler la dynamique des cyanobactéries dans le lac, DYRESM est couplé à CAEDYM, qui permet une configuration flexible, variant en fonction des objectifs de la modélisation et des données disponibles. Il est possible de simuler la dynamique de la biomasse bactérienne, des solides minéraux en suspension, des métaux traces, des pathogènes. Seulement le cycle des éléments majeurs, tels que C, N, P, Si (lorsque les diatomées sont représentées), l'oxygène dissous et au moins un groupe phytoplanctonique sont obligatoirement modélisés.

Dans ce paragraphe, le fonctionnement du modèle écologique CAEDYM et les équations décrivant les processus que nous avons modélisés sont décrits : la simulation d'un ou plusieurs groupes phytoplanctoniques et les cycles des éléments majeurs C, N, P et de l'oxygène dissous (Hipsey *et al.*, 2011 ; Gal *et al.*, 2009).

Le couplage entre le modèle hydrodynamique DYRESM et le modèle écologique CAEDYM a lieu à deux niveaux (Figure 6.5) : (1) directement, la température, la densité, la salinité de l'eau, l'advection et le mélange dans la colonne d'eau sont calculés par DYRESM et utilisés par CAEDYM pour simuler la croissance phytoplanctonique, la dynamique de l'oxygène dissous et les cycles du C, N et P ; (2) par rétroaction, le coefficient d'extinction de la lumière calculé à partir de la biomasse phytoplanctonique et des matières organiques particulaires et dissoutes dans l'eau est utilisé en tant que donnée d'entrée par DYRESM et se répercute dans la structure thermique du modèle.

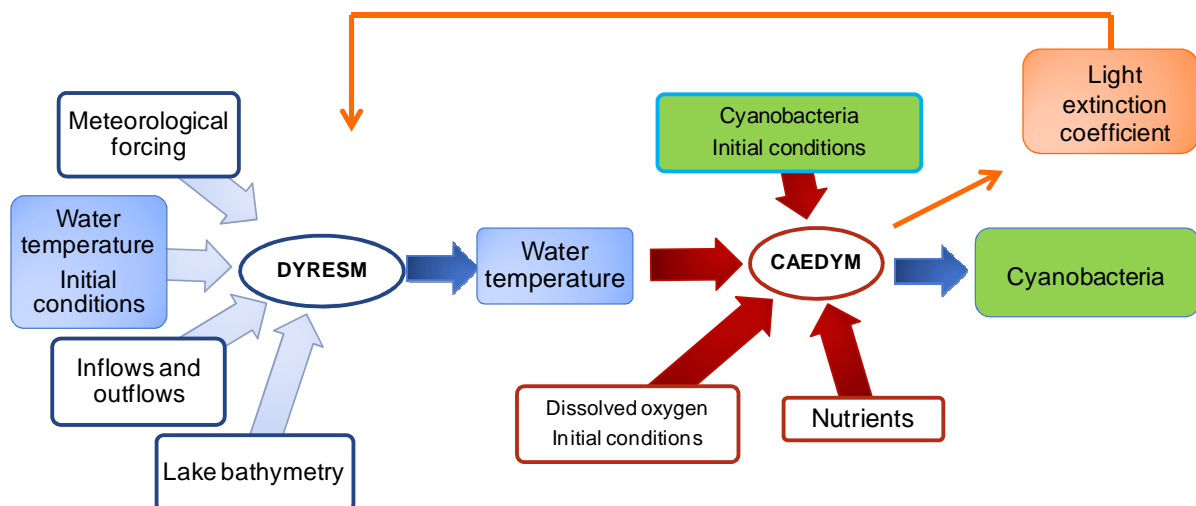


Figure 6.5 : Couplage entre les modèles DYRESM et CAEDYM

Ci-dessous sont décrits les processus pris en compte dans la modélisation des variables et les tableaux 6.8 à 6.12 rassemblent les équations utilisées. Les équations du Tableau 6.8 sont utilisées pour simuler plusieurs processus dans CAEDYM. Par exemple, la dépendance de la température f^T et de l'oxygène dissous f^{DO} intervient dans la décomposition et la minéralisation de C, N, et P; la respiration f^{BRE} et l'absorption biologique f^{BUP} participent à la constitution des formes organiques particulières et dissoutes de tous les éléments majeurs. Les variables et paramètres utilisés par CAEDYM sont répertoriés et décrits dans l'annexe 2 (Tableau A.7 à A.10).

Lumière

Le rayonnement solaire de courtes longueur d'onde (280-2800 nm) est fourni par le modèle hydrodynamique et un certain pourcentage K_{par} de son intensité lumineuse est attribuée au rayonnement photosynthétique actif (PAR) utilisé dans la production primaire (Équation 6.36). Le PAR est supposé pénétrer dans la colonne d'eau en suivant la loi de Beer-Lambert (Équation 6.14) où le coefficient d'extinction de la lumière, k_D , est dynamique et prend en compte les variations des concentrations algales, en matières organiques particulières et dissoutes (Équation 6.37).

Sédiments

CAEDYM calcule le bilan de masse des variables simulées dans la colonne d'eau et dans les sédiments. Les sédiments consomment de l'oxygène dissous et en cas d'anoxie, du nitrate. Au fur et à mesure que l'anoxie progresse, l'ammonium (NH_4), le phosphore minéral dissous et la matière organique dissoute piégée dans les sédiments retournent à la colonne d'eau.

Oxygènes dissous

La dynamique de l'oxygène dissous (O_2) comprend les échanges à l'interface air-eau, la demande des sédiments (SOD), la consommation pour la décomposition et/ou la minéralisation des matières organiques et pour la nitrification, la production par la photosynthèse et la consommation par la respiration du phytoplancton (Équation 6.49). Les échanges atmosphériques (Équation 6.50) sont calculés selon le modèle de Wanninkhof (1992) où la concentration en oxygène dissous dans l'air est déterminée selon Riley et Skirrow (1974). La demande en oxygène dissous par les sédiments est fonction d'un taux constant de demande d'oxygène (k_{SOD}) dissous par les sédiments, de la température de l'eau et de la concentration en O_2 dans l'eau au-dessus des sédiments (Équation 6.42). La

minéralisation et la décomposition de la matière organique est réalisée par les bactéries que nous avons modélisées implicitement en fonction d'un taux optimal de décomposition (μ_{DEC}), de la température, de la concentration en O_2 et en matières organiques (Équation 6.44). Pour la modélisation du processus de nitrification, un taux de nitrification (k_{NIT}) est limité par la température et la concentration en oxygène dissous et en NH_4 (Équation 6.45). La production (Équation 6.47) et consommation (Équation 6.48) de l'oxygène dissous par le phytoplancton est fonction de la croissance algale qui sera discutée plus en détails dans le paragraphe ci-dessous.

Carbone

Le cycle du carbone comprend les flux atmosphériques de CO_2 ; la minéralisation du carbone organique dissous (ci-après DOC) en CO_2 ; l'absorption du CO_2 par le phytoplancton; les flux de CO_2 et DOC provenant des sédiments; la décomposition du carbone organique particulaire (ci-après POC) en DOC ; la mortalité et excrétion biologique qui contribuent aux stocks de POC et DOC et ; la sédimentation du POC et DOC. Les équations du cycle du carbone se trouvent dans le Tableau 6.9.

Azote

Les principaux processus liés au cycle de l'azote sont la minéralisation de l'azote organique dissous (ci-après DON) en NH_4 ; l'absorption du NH_4 et NO_3 par le phytoplancton ; les flux de NH_4 , NO_3 et DON à partir des sédiments ; la décomposition de l'azote organique particulaire (ci-après PON) en DON ; la mortalité et l'excrétion biologique qui contribuent aux stocks du PON et DON; la sédimentation du PON et la nitrification du NH_4 . Le Tableau 6.10 résume les équations utilisées par CAEDYM pour calculer le cycle de l'azote.

Phosphore

Dans le cycle du phosphore le modèle représente la minéralisation du phosphore organique dissous (ci-après DOP) en phosphore minéral dissous; l'absorption de celui-ci par le phytoplancton ; les flux de phosphore minéral dissous et DOP à partir des sédiments; la décomposition du phosphore organique particulaire (ci-après POP) en DOP ; la contribution en DOP et POP par la mortalité et excrétion biologique et la sédimentation du POP. Les équations du cycle du phosphore sont regroupées dans le Tableau 6.11.

Phytoplankton

Le pas de temps de calcul de CAEDYM est le même que celui du modèle hydrodynamique et le calcul de la biomasse de chaque groupe phytoplanctonique est réalisé selon l'Équation 6.68. Les processus indiqués par cette équation sont représentés dans la Figure 6.2.

Concernant l'unité de simulation de la biomasse algale, l'utilisateur a le choix entre le carbone (mg C L^{-1}) et la chl-a ($\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$). Puisque le carbone est l'unité de base dans tous les processus modélisés dans CAEDYM, un facteur de conversion carbone – chl-a ($Y_{\text{C:chl-a}}$) doit être utilisée quand la chl-a est choisie pour simuler le phytoplancton. Pour chaque groupe algal, le taux de croissance maximale μ_{maxA} (où A se réfère au groupe phytoplanctonique) à 20°C est multiplié par la valeur de la fonction de limitation par la température et par la valeur minimale (Équation 6.69) soit de la fonction de limitation par la lumière $f(I)$, soit de la fonction de limitation par azote $f(N)$ ou soit de la fonction de limitation par le phosphore $f(P)$.

L'inhibition de la croissance phytoplanctonique à des températures élevées est représentée par une fonction de la température où la croissance est optimale à la température T_{opt} , au-dessus de laquelle la productivité diminue jusqu'à zéro à température maximale T_{max} (Équation 6.38). Les paramètres a , b et k de l'Équation 6.38 sont calculés à partir du système formé par les conditions indiqués dans cette équation. Au-dessous de la température standard T_{std} , la fonction suit l'Équation 6.39 où θ est le paramètre d'Arrhenius et T est la température de l'eau.

La limitation par la lumière peut être quantifiée selon deux méthodes : le modèle de Webb *et al.* (1974) in Hipsey *et al.*, (2011) en l'absence d'une photoinhibition importante (Équation 6.76) ou le modèle de saturation par la lumière (Équation 6.77).

Deux méthodes sont utilisées pour simuler la limitation par les nutriments : soit l'équation de Michaelis-Menten (Équation 6.78 pour l'azote et Équation 6.85 pour le phosphore), soit un modèle dynamique qui prend en compte les variations internes en nutriments des groupes phytoplanctoniques (Équation 6.79 pour l'azote et Équation 6.86 pour le phosphore). Ce modèle dynamique permet au phytoplancton d'avoir une concentration interne en nutriments variable où l'absorption dynamique d'azote et de phosphore peut osciller entre une valeur minimale et maximale définies par l'utilisateur.

Les pertes dues aux processus métaboliques (respiration, mort naturelle et excrétion) sont regroupées dans un seul coefficient, le taux de respiration k_{rA} . Aux pertes métaboliques se rajoutent les pertes dues à la photorespiration, calculées comme une partie k_{rp} de la production μ_A selon l'Équation 6.70. La constante f_{RES} détermine la fraction des pertes dues purement à la respiration. Ainsi la perte des nutriments par excrétion et mortalité peut être déterminée par $(1 - f_{RES})$. Le coefficient f_{DOM} détermine le pourcentage des pertes en nutriments qui sera transmis aux stocks de matières dissoutes et particulaires $(1 - f_{DOM})$. Les équations 6.72 à 6.75 ; 6.83 à 6.84 ; 6.88 à 6.89 synthétisent les pertes liées respectivement au carbone, à l'azote et au phosphore.

La sédimentation des cellules cyanobactériennes peut être simulée soit par une vitesse de sédimentation constante, soit par la loi de Stokes. La migration verticale a lieu en présence ou en l'absence de photoinhibition.

Tableau 6.8 : Equations générales utilisées par CAEDYM.

Lumière	
$I = K_{par} \times I_0 e^{-k_D z}$	Équation 6.36
$k_D = k_w + K_{eDOC} DOC + K_{ePOC} POC \sum_{a=1}^N K_e^{A_a}(A_a)$	Équation 6.37
Dépendance de la température	$f_g^{Tx}(T)$
$f(T) = \vartheta^{T-20} - \vartheta^{k(T-a)} + b$ $T = T_{std}: f(T) = 1$ $T = T_{opt}: \frac{\partial f(T)}{\partial t} = 0$ $T = T_{max}: f(T) = 0$	Équation 6.38
$f_g^{T2}(T) = \vartheta^{T-20}$	Équation 6.39
Dépendance de l'oxygène dissous	f_g^{DOx}
$f_g^{DO1} = \frac{DO}{KDO_g + DO}$	Équation 6.40
$f_g^{DO2} = \frac{KDO_g}{KDO_g + DO}$	Équation 6.41

Tableau 6.8 : Equations générales utilisées par CAEDYM (suite).

Sédiments	f_g^{DSF}
$f_g^{DSF}(T, DO) = k_{SOD} \times f_{SED}^{T2}(T) \times f_g^{DO2} \times \frac{1}{\Delta z_{bot}}$	Équation 6.42
Déposition	f_g^{SET}
$f_g^{SET} = \frac{V_g}{\Delta z} \times g$	Équation 6.43
Décomposition et/ou minéralisation de la matière organique	f_g^{DEC}
$f_g^{DEC}(T, DO, g) = [\mu_{DEC_g} \times \min(f_g^{T1}(T), f_g^{DO1})] g$	Équation 6.44
Nitrification	f_g^{NIT}
$f_{NH_4}^{NIT} = -k_{nit} \times f_{NIT}^{T1}(T) \times f_{NIT}^{DO1}(DO) \times NH_4$	Équation 6.45
Mortalité et excrétion biologique	f_g^{BME}
$f_g^{BME}(A) = \sum_{a=1}^N E_g(A_a)$	Équation 6.46
Absorption biologique	f_g^{BUP}
$f_g^{BUP}(A) = \sum_{a=1}^N U_g(A_a)$	Équation 6.47
Respiration biologique	f_g^{BRE}
$f_g^{BRE}(A) = \sum_{a=1}^N R_{CO_2}(A_a)$	Équation 6.48
Oxygène dissous	
$\frac{\partial DO}{\partial t} = [f_{O_2}^{ATM}] - [f_{O_2}^{DSF}] - [f_{O_2}^{DEC}] - \{[f_{O_2}^{NIT}] \times Y_{O_2:N}\} - \{[f_{O_2}^{BRE}] + [f_{CO_2}^{BUP}]\}$ $\times Y_{O_2:C}$	Équation 6.49
$f_{O_2}^{ATM} = k_{O_2} \times (O_2^{ATM} - O_2^{surf}) \times \frac{1}{\Delta z_{surf}}$	Équation 6.50

Tableau 6.9 : Equations pour le calcul du cycle du carbone par CAEDYM

Carbone organique	
$TOC = DOC + POC + \sum_{a=1}^N A_a$	Équation 6.51
$\frac{\partial DOC}{\partial t} = [f_{POC}^{DEC}(T, DO, POC)] - [f_{DOC}^{MIN}(T, DO, DOC)] + [f_{DOC}^{DSF}(T, DO, pH)] + [f_{DOC}^{BME}(A)]$	Équation 6.52
$\frac{\partial POC}{\partial t} = -[f_{POC}^{DEC}(T, DO, POC)] - [f_{POC}^{SET}(POC)] + [f_{POC}^{BME}(A)]$	Équation 6.53
$\frac{\partial A}{\partial t} = [U_{CO_2}(A_a)] - [E_{DOC}(A_a) - E_{POC}(A_a)] - [R_{CO_2}(A_a)] - [f_A^{SET}(A_a)]$	Équation 6.54
Carbone minéral	
$\frac{\partial CO_2}{\partial t} = [f_{DOC}^{MIN}(T, DO, DOC)] + [f_{CO_2}^{DSF}(T, DO, pH)] - [f_{CO_2}^{BUP}(A, CO_2)] + [f_{CO_2}^{BRE}(A)] + [f_{CO_2}^{ATM}(pCO_2)]$	Équation 6.55
$f_{CO_2}^{ATM} = k_{CO_2} \times K_0(pCO_2^w - pCO_2^{air}) \times \frac{1}{\Delta z_{surf}}$	Équation 6.56

Tableau 6.10 : Equations pour le calcul du cycle de l'azote par CAEDYM

Azote	
$N_t = NH_4 + NO_3 + DON + PON + \sum_{a=1}^N AIN_a$	Équation 6.57
$\frac{\partial NH_4}{\partial t} = [f_{DON}^{MIN}(T, DO, DON)] + [f_{NH_4}^{DSF}(T, DO, pH)] - [f_{NH_4}^{BUP}(AIN, NH_4)] - [f_{NH_4}^{NIT}]$	Équation 6.58
$\frac{\partial NO_3}{\partial t} = -[f_{NO_3}^{BUP}(A, NO_3)] + [f_{NO_3}^{DSF}(T, DO, pH)] + [f_{NH_4}^{NIT}] - [\mu_{DEN} \times f_{DEN}^{T2}(T) \times f_{DEN}^{DO2}(DO) \times NO_3]$	Équation 6.59
$\frac{\partial DON}{\partial t} = [f_{PON}^{DEC}(T, DO, PON)] - [f_{DON}^{MIN}(T, DO, DON)] + [f_{DON}^{DSF}(T, DO, pH)] + [f_{DON}^{BME}(A)]$	Équation 6.60

Tableau 6.10 : Equations pour le calcul du cycle de l'azote par CAEDYM (suite)

$\frac{\partial PON}{\partial t} = -[f_{PON}^{DEC}(T, DO, PON)] - [f_{PON}^{SET}(PON)] + [f_{PON}^{BME}(A)]$	Équation 6.61
$\frac{\partial AIN_a}{\partial t} = [U_{NH_4}(A_a) + U_{NO_3}(A_a)] - [E_{DON}(A_a) - E_{PON}(A_a)] + [f_{A_a}^{SET}(AIN_a)]$	Équation 6.62

Tableau 6.11 : Equations pour le calcul du cycle du phosphore par CAEDYM

Phosphore	
$P_t = FRP + DOP + POP + \sum_{a=1}^N AIP_a$	Équation 6.63
$\frac{\partial FRP}{\partial t} = [f_{DOP}^{MIN}(T, DO, DOP)] - [f_{FRP}^{BUP}(A, FRP)] + [f_{FRP}^{DSF}(T, DO, pH)]$	Équation 6.64
$\frac{\partial DOP}{\partial t} = [f_{POP}^{DEC}(T, DO, POP)] - [f_{DOP}^{MIN}(T, DO, DOP)] + [f_{DOP}^{DSF}(T, DO, pH)] + [f_{DOP}^{BME}(A)]$	Équation 6.65
$\frac{\partial POP}{\partial t} = -[f_{POP}^{DEC}(T, DO, POP)] - [f_{POP}^{SET}(POP)] + [f_{POP}^{BME}(A)]$	Équation 6.66
$\frac{\partial AIP_a}{\partial t} = [U_{PO_4}(A_a)] - [E_{DOP}(A_a) - E_{POP}(A_a)] + [f_{A_a}^{SET}(AIP_a)]$	Équation 6.67

Tableau 6.12 : Equations pour le calcul de la dynamique phytoplanctonique par CAEDYM

Production phytoplanctonique	μ_A
$C_i = C_{i-1} + H + [C_{i-1} \times \Delta t \times (\mu_A - L_A - M_V)]$	Équation 6.68
$\mu_A = \mu_{maxA} \times \min[f(I), f(N), f(P)] \times f(T)$	Équation 6.69
$P = k_{rA} \times f_A^{T2}(T) + k_{rpA} \times \mu_A$	Équation 6.70

Tableau 6.12 : Equations pour le calcul de la dynamique phytoplanctonique par CAEDYM
(suite)

$M_{VA} = \frac{V_{SA}}{\Delta Z}$	Équation 6.71
Absorption, respiration et excrétion du carbone	
$U_{CO_2}(A_a) = \mu_A \times (1 - k_p) \times Y_{c:chl a}$	Équation 6.72
$R_{CO_2}(A_a) = [L_{ga} \times f_{RES_A} + k_{rpA} \times \mu_A] \times Y_{c:chl a}$	Équation 6.73
$E_{DOC}(A_a) = \{[(1 - f_{RES_A}) \times L_A] \times Y_{c:chl a}\} \times f_{DOM_A}$	Équation 6.74
$E_{POC}(A_a) = \{[(1 - f_A) \times L_A] \times Y_{c:chl a}\} \times (1 - f_{DOM_A})$	Équation 6.75
Limitation par la lumière	
$f(I) = 1 - \exp\left(\frac{I}{I_K}\right)$	Équation 6.76
$f(I) = \frac{I}{I_s} \exp\left(1 - \frac{I}{I_s}\right)$	Équation 6.77
Limitation par l'azote	
$f(N) = \frac{NH_4 + NO_3}{NH_4 + NO_3 + K_N}$	Équation 6.78
$f(N) = \frac{AIN_{maxA}}{AIN_{maxA} - AIN_{minA}} \times \left[1 - \frac{AIN_{minA}}{AIN_a}\right]$	Équation 6.79
Absorption et excrétion de l'azote	
$U_{NH_4}(A_a) = UN_{max_a} \times P_{N_a}$ $\times \left[f_{A_a}^{T1}(T) \times \frac{AIN_{max_a} - AIN_a}{AIN_{max_a} - AIN_{min_a}} \times \frac{NO_3 + NH_4}{NO_3 + NH_4 + K_{N_a}} \right]$	Équation 6.80
$U_{NO_3}(A_a) = UN_{max_a} \times (1 - P_{N_a})$ $\times \left[f_{A_a}^{T1}(T) \times \frac{AIN_{max_a} - AIN_a}{AIN_{max_a} - AIN_{min_a}} \times \frac{NO_3 + NH_4}{NO_3 + NH_4 + k_{N_a}} \right]$	Équation 6.81
$P_N = \frac{NH_4 \times NO_3}{(NH_4 + k_N)} + \frac{NH_4 \times k_N}{(NH_4 + NO_3)(NO_3 + k_N)}$	Équation 6.82

Tableau 6.12 : Equations pour le calcul de la dynamique phytoplanctonique par CAEDYM (suite)

$E_{DON}(A_a) = \left[\frac{AIN_a}{A_a} \times L_a \right] \times f_{DOM_a}$	Équation 6.83
$E_{PON}(A_a) = \left[\frac{AIP_a}{A_a} \times L_a \right] \times (1 - f_{DOM_a})$	Équation 6.84
Limitation par le phosphore	
$f(P) = \frac{FRP}{FRPH_4 + K_P}$	Équation 6.85
$f(P) = \frac{AIP_{maxA}}{AIP_{maxA} - AIP_{minA}} \times \left[1 - \frac{AIP_{minA}}{AIP_a} \right]$	Équation 6.86
Absorption et excrétion du phosphore	
$U_{FRP}(A_a) = UP_{max_a} \left[f_{A_a}^{T1}(T) \times \frac{AIP_{max_a} - AIP_a}{AIP_{max_a} - AIP_{min_a}} \times \frac{FRP}{FRP + k_{P_a}} \right]$	Équation 6.87
$E_{DOP}(A_a) = \left[\frac{AIP_a}{A_a} \times L_a \right] \times f_{DOM_a}$	Équation 6.88
$E_{POP}(A_a) = \left[\frac{AIP_a}{A_a} \times L_a \right] \times (1 - f_{DOM_a})$	Équation 6.89

6.5. Modélisation de la dynamique cyanobactérienne dans le lac d'Enghien (France)

Des données à haute fréquence de qualité de l'eau dans les milieux aquatiques, actuellement disponibles grâce aux stations de suivi en continu (voir paragraphe 4.3.2), peuvent être utilisées pour caler et valider des modèles de simulation de la dynamique phytoplanctonique à petite échelle de temps et ainsi, fournir plus de détails sur les processus impliqués dans les épisodes de prolifération du phytoplancton (Huang *et al.*, 2012 ; Kara *et al.*, 2012).

Les données obtenues lors du suivi à haute fréquence mené dans le lac d'Enghien (paragraphe 3.1.4) ont été utilisées dans la modélisation à court terme (période de 15 jours) des efflorescences de *P. agardhii* pendant l'été 2009 à l'aide du modèle DYCD. Des modélisations à court terme peuvent être utiles pour prédire les proliférations cyanobactériennes à l'horizon de quelques jours, surtout, dans le cas des lacs utilisés pour la production d'eau potable ou des activités récréatives (*e.g.* Teles *et al.*, 2006). Une alerte précoce sur une efflorescence en cyanobactéries potentiellement toxiques permettrait aux gestionnaires de prendre des dispositions telles que la modification du traitement de l'eau

potable ou l'interdiction de la baignade et des activités récréatives, afin de minimiser les dommages causés par ces proliférations.

L'objectif de ce paragraphe est d'évaluer comment un modèle déterministe, largement appliqué dans des simulations saisonnières et sur plusieurs années, se comporte par rapport à la simulation à court terme de la biomasse cyanobactérienne, après calage et validation avec des données à haute fréquence.

6.5.1. Données

Le forçage météorologique et les données de température et de biomasse cyanobactérienne utilisées dans le calage et validation de DYCD ont été mesurés par la station automatique flottante installée sur le lac d'Enghien (paragraphe 3.1.4). La Figure 6.6 montre pour la période de simulation, la variation de la température de l'air, du rayonnement solaire, de la vitesse du vent et la pluviométrie journalière.

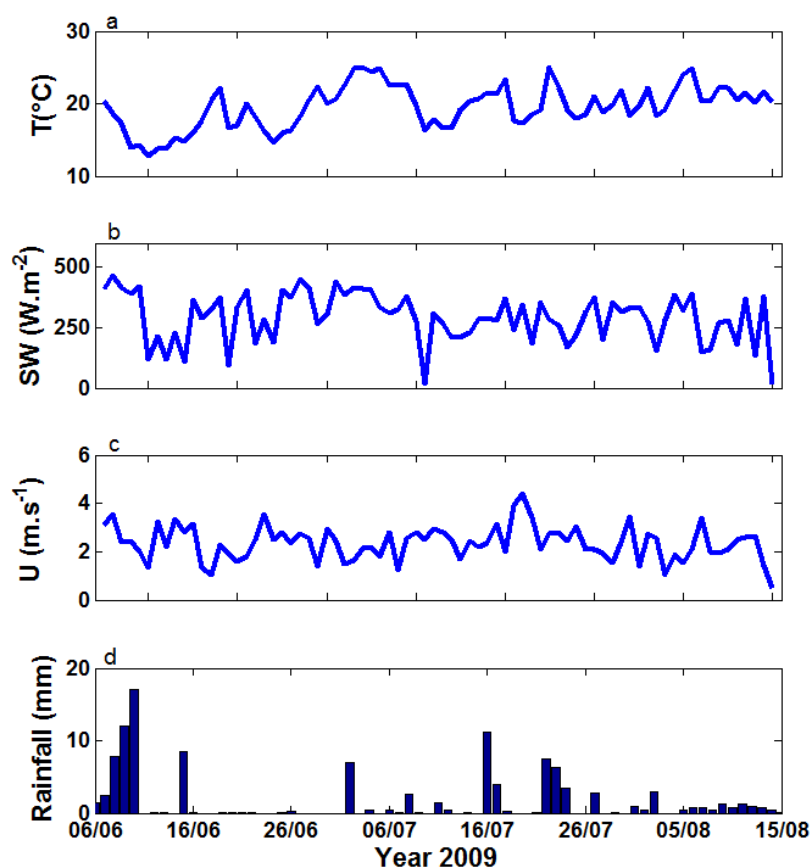


Figure 6.6 : Données météorologiques obtenues par la bouée instrumentée du lac d'Enghien pendant l'été 2009. a – Température de l'air ; b – rayonnement solaire ; c – vitesse du vent à 10 m en dessus du lac ; d – pluviométrie journalière.

Des mesures de la concentration en nutriments dans le lac n'ont été réalisées que dans une période précédant la mise en place de la bouée sur le lac, entre novembre 2007 et juin 2008 (Marchandise, 2008). Des échantillons prélevés à un mètre de profondeur en cinq points dans le lac d'Enghien ont été analysés pour le phosphore et l'azote. Les débits d'entrée et de sortie du lac ne sont pas disponibles en 2009. Nous nous sommes basés sur une étude hydrologique détaillée menée en 2006 sur le lac et son bassin versant par le SIARE. Le bilan hydrique, les débits moyens d'entrée et de sortie du lac ont été déterminées par temps sec, ainsi que les flux de phosphate, nitrate, nitrite et ammonium (SIARE, 2004).

6.5.2. Configuration du modèle pour le lac d'Enghien

La configuration du modèle DYCD a été adaptée afin de se concentrer sur la simulation des efflorescences de *P. agardhii* pendant l'été 2009. Les variables simulées sur lesquelles portera le calage des paramètres sont la température de l'eau et la biomasse de *P. agardhii* qui représentait au moins 80% de la biomasse phytoplanctonique totale au cours de la période de simulation (voir Figure 3.5). Des données sur le zooplancton du lac d'Enghien n'étant pas disponibles, le zooplancton n'est pas inclus dans le modèle. Cette simplification se justifie car le broutage par le zooplancton sur des cyanobactéries filamenteuses, comme *P. agardhii*, est assez inefficace lorsque leur biomasse est importante (Teubner *et al.*, 1999), ce qui est le cas du lac d'Enghien pendant l'été 2009. La limitation par l'azote et le phosphore est simulée par l'équation de Michaelis-Menten et la biomasse cyanobactérienne est représentée par la concentration équivalente en chl-a. La vitesse de sédimentation est constante (Équation 6.43).

Les deux affluents du lac d'Enghien, les rivières Montlignon et des Communes, sont regroupés en une seule entrée dans le modèle, ce qui correspond au débit d'entrée du Lac Nord dans le Grand Lac. Les débits d'entrée et de sortie, ainsi que l'apport en nutriments quotidiens sont des valeurs moyennes basées sur le suivi mené en 2006. La température moyenne journalière de l'eau mesurée par la bouée dans le lac est utilisée comme température du débit d'entrée.

Les mesures des variables météorologiques enregistrées par la bouée tous les 30 minutes ont été moyennées à un pas de temps horaire et utilisées en tant que données de forçage pour les simulations. Les conditions initiales de température de l'eau, de concentration en O₂ et de biomasse cyanobactérienne ont été fournies par la bouée. Les concentrations en nutriments ont été estimées à partir de (Marchandise, 2008).

Le pas de temps de calcul du modèle est horaire. La température de l'eau et la biomasse des cyanobactéries mesurées par les capteurs immergés de la bouée ont été moyennées au pas de temps horaire pour correspondre à la fréquence des résultats fournis par le modèle. Entre le début de la prolifération cyanobactérienne le 1^{er} juin 2009 et le 14 août 2009, cinq simulations de durée égale à 15 jours ont été réalisées. Basée sur les données de la bouée, les variables d'état ont été réinitialisées à chaque nouvelle simulation.

Compte tenu de la faible profondeur du lac d'Enghien, les épaisseurs minimale et maximale des couches de DYRESM sont de 0.22 et 0.44 m.

6.5.3. Calage du modèle

Des paramètres obtenus à partir de données mesurées sur le site d'étude ont été utilisés lorsque possible. En cas d'indisponibilité, des valeurs retrouvées dans la littérature ont été utilisées. Pour ajuster le modèle à la simulation de *P. agardhii*, un calage par essai-erreur a été réalisé pour les paramètres les plus importants pour la dynamique de cette cyanobactérie, à savoir : le taux maximum de croissance, la lumière de saturation pour une production photosynthétique maximale et les températures maximale et optimale de croissance. Ces paramètres ont varié dans un intervalle limité par des valeurs trouvées dans la littérature sur *P. agardhii* (Tableau 6.13).

La première quinzaine (du 1^{er} au 15 juin) a été utilisée pour l'ajustement des paramètres évoqués ci-dessus et montrés dans le Tableau 6.13, dont les valeurs ont été modifiées une par une pour minimiser la différence entre la biomasse cyanobactérienne simulée et observée. La racine de l'erreur quadratique moyenne (Équation 6.90) (*root mean square error* – RMSE), a été utilisée pour évaluer la performance du modèle. Le RMSE normalisé (Équation 6.91) et le coefficient de corrélation de Pearson ont également été calculés pour permettre la comparaison avec d'autres travaux.

Équation 6.90 :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^n (\theta_{m,t} - \theta_{o,t})^2}{n}}$$

Équation 6.91 :

$$NRMSE = \frac{RMSE}{\theta_{o,max} - \theta_{o,min}}$$

Où $\theta_{m,t}$ et $\theta_{o,t}$ sont respectivement, la variable calculée et observée au pas de temps t , n est le nombre de pas de temps, $\theta_{o,max}$ et $\theta_{o,min}$ sont respectivement, la valeur maximale et minimale atteinte par la variable observée.

Tableau 6.13 : Intervalle de calage des paramètres ajustés pour la simulation de *P. agardhii* dans le lac d'Enghien

Paramètre	Unité	Intervalle de variation	Référence	Valeur calibrée
Taux maximum de croissance de <i>P. agardhii</i> à 25°C μ_{max}	d ⁻¹	0.50 - 1.20	1, 2, 3	0.75
Température optimale pour la croissance de <i>P. agardhii</i> T_{OPT}	°C	25.0 - 30.0	3, 4, 5	30.0
Température maximale pour la croissance de <i>P. agardhii</i> T_{MAX}	°C	30.0 - 39.0		39.0
Lumière de saturation pour une production maximale I_K	μE.m ⁻² .s ⁻¹	90 - 150	4, 6, 7	100

6.5.4. Résultats

Les valeurs de RMSE normalisées pour les résultats obtenus pour la température de l'eau et la biomasse cyanobactérienne pendant chaque période de simulation sont présentées dans le Tableau 6.14. Les résultats du modèle pour chaque période ont été regroupés et comparés avec les données observées sur les Figure 6.7 et Figure 6.8.

La température de l'eau simulée montre une bonne correspondance avec la température de l'eau observée pendant toutes les périodes de simulation, l'erreur étant toujours inférieure à 8% (voir Tableau 6.14). Le modèle reproduit avec succès la tendance journalière et saisonnière présentée par la température de l'eau et seulement deux périodes sont mal

simulées : du 25 juin au 05 juillet et du 03 au 07 août. Pendant ces deux périodes, la température simulée dépasse de 3.8°C la température observée, cependant, le modèle suit la même tendance d'augmentation de la température mesurée sur le terrain. La croissance de la biomasse de *P. agardhii*, semble ne pas être affectée par les températures de l'eau modélisées plus élevées du 25 juin au 5 juillet, puisque le modèle représente correctement l'accroissement de la biomasse cyanobactérienne.

En général, la dynamique cyanobactérienne est bien représentée par le modèle qui appréhende correctement le début de la prolifération et la diminution de la biomasse (Figure 6.8). Une certaine sous-estimation des maximums de biomasse peut être remarquée du 7 au 11 juin et du 6 au 15 juillet, ce qui est probablement lié à une surestimation de la limitation par l'azote sur la croissance de *P. agardhii*.

Tableau 6.14 : Performance du modèle pour la température de l'eau et biomasse de *P. agardhii*

Période de simulation	Température			Biomasse de <i>P. agardhii</i>		
	RMSE	N-RMSE	r	RMSE	N-RMSE	r
1 ^{er} au 15 juin	0.78	0.04	0.92	25.82	0.11	0.88
16 au 30 juin	1.47	0.07	0.90	21.75	0.25	0.52
01 ^{er} au 15 juillet	0.81	0.04	0.98	55.93	0.40	0.29
16 au 30 juillet	0.93	0.04	0.82	14.67	0.09	0.96
31 juillet au 14 août	1.85	0.08	0.52	30.11	0.38	0.44
Moyenne	1.17	0.05	0.83	29.66	0.25	0.62

Pour la même raison, entre le 18 et le 23 juin la biomasse simulée est inférieure d'environ 30µg chla.L-1 à la biomasse mesurée. Pendant presque toute la période estivale, au cours de la journée, la croissance des cyanobactéries dans le lac d'Enghien est souvent limitée par l'azote. La limitation par l'absence de lumière est observée seulement pendant la première moitié de juillet. Le phosphore n'est pas limitant pendant la majeure partie de la simulation.

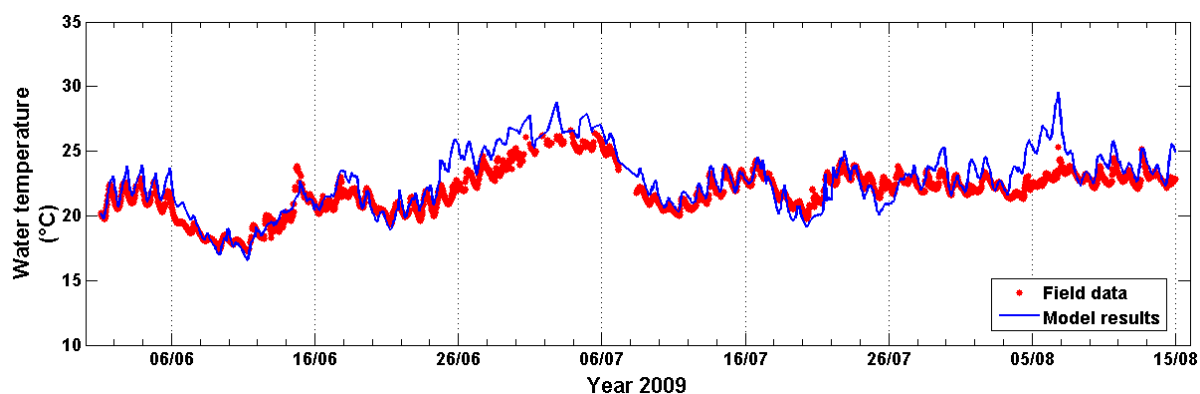


Figure 6.7 : Température de l'eau mesurée par la bouée (en rouge) et simulée par le modèle (en bleu)

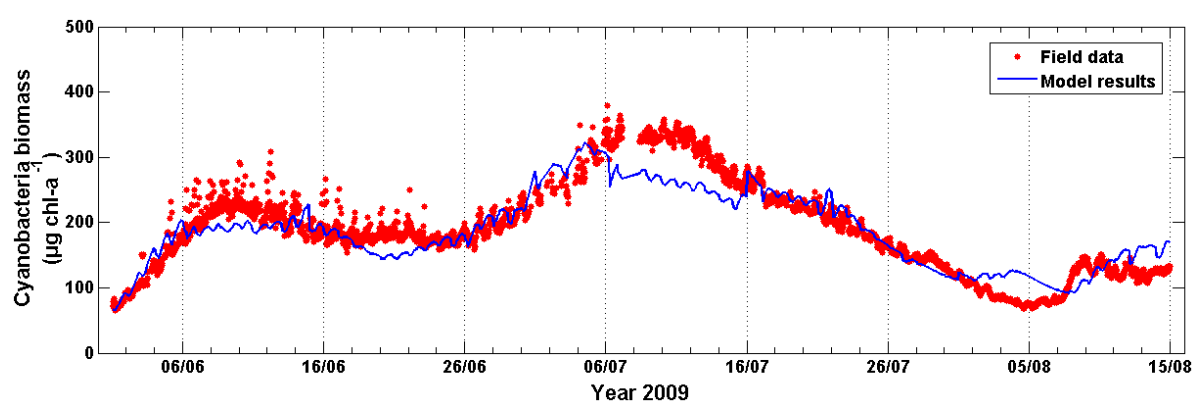


Figure 6.8 : Biomasse de cyanobactéries mesurée par la bouée (en rouges) et simulée par le modèle (en bleu)

Nous ne disposons pas de données mesurées sur le terrain pour comparer avec les concentrations simulées, toutefois, celles-ci sont à peu près comprises entre les valeurs moyennes \pm l'écart type des résultats obtenus par Marchandise (2008) et présentés dans le Tableau 3.1.

6.5.5. Discussion

Performance du modèle

La biomasse de *P. agardhii* pendant l'été 2009 sur le lac d'Enghien montre des variations importantes sur des intervalles de temps relativement courts : la biomasse cyanobactérienne augmente de $181 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ en neuf jours lors de la période de calage ; elle passe de $243 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ le 3 juillet à $353 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ le 7 juillet et; en 26 jours, du 10 juillet au 05 août, cette biomasse diminue de $283 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$. Le suivi en continu à haute fréquence a permis de

mesurer ces changements, ce qui ne serait pas possible avec des suivis traditionnels, menés tous les 15 ou 30 jours.

Le modèle thermique et écologique utilisé, reconnu pour simuler la dynamique des écosystèmes lacustres à moyen et long terme, est capable de simuler les valeurs de la biomasse cyanobactérienne et sa variation temporelle sur quelques jours. En certaines périodes (6 au 15 juillet et 1^{er} au 14 Août), les résultats de simulation de la biomasse des cyanobactéries dans le lac d'Enghien ne sont pas satisfaisants. Cependant, même si l'écart entre biomasse mesurée et modélisée est grand, les ordres de grandeurs et la tendance générale correspondent aux observations de terrain.

Outre la comparaison visuelle entre les variables simulées et observées, les indicateurs de performance de la modélisation permettent aussi d'évaluer les résultats du modèle et de les comparer à d'autres études. Kara *et al.* (2012) ont utilisé des mesures à haute fréquence pour calibrer et valider un modèle dynamique complexe. Dans le lac Mendota (USA), ils ont suivi la température de l'eau, la concentration en O₂ et la fluorescence émise par la chl-a toutes les minutes à l'aide d'une station flottante instrumentée. Les données obtenues ont été utilisées pour calibrer et valider DYCD sur une période de trois mois. Leurs indicateurs de performance du modèle montrent une bonne représentation de la température de l'eau à 0.50m de profondeur ($r^2 = 0.83$, erreur moyenne absolue normalisée – NMAE = 0.034) et de mauvais résultats pour la concentration en chl-a ($r^2 = 0.10$, NMAE = 1).

Burger *et al.* (2008) ont utilisé DYCD pour évaluer l'importance relative des apports internes et externes en nutriments sur la concentration de ceux-ci dans la colonne d'eau et sur la biomasse phytoplanctonique, en particulier sur la biomasse des cyanobactéries, dans le lac Rotorua (Nouvelle Zélande). Au cours de trois années de simulation, les valeurs de RMSE sont de 0.97°C et 0.86°C pour la température de l'eau, respectivement pour le calage et la validation. Pour la biomasse cyanobactérienne dans l'épilimnion, les valeurs de RMSE pour le calage et la validation sont de 8.5 et 13.1 µg chl-a L⁻¹ (Tableau 6.15). La biomasse des cyanobactéries mesurée au cours de la période de simulation n'a pas dépassé 50 µg chl-a L⁻¹. RMSE était d'environ 20 % de la concentration en chl-a.

Trolle *et al.* (2008) ont appliqué DYCD pour élucider le rôle de la dynamique de l'azote dans un lac profond au Danemark sur 12 années. Les valeurs de RMSE pour la température de l'eau dans l'épilimnion sont de 1.4°C et 0.8°C, pendant la période de calage et de validation, respectivement. Pour la chl-a, les valeurs de RMSE sont de 12.7 et 10.4 µg chl-a L⁻¹ (Tableau

6.15). La concentration en chl-a étant toujours inférieure à 50 µg chl-a L⁻¹, la valeur de RMSE correspond à environ 20% de la concentration en chl-a.

Dans ces deux dernières études, le coefficient de corrélation de Pearson est de 0.99 pour la température de l'eau dans les étapes de calage et validation, et d'environ 0.38 pour la concentration en chl-a (Tableau 6.15). La comparaison entre les indicateurs de performance de nos résultats et ceux de la littérature, même si l'échelle de temps des simulations est différente, permet de vérifier que la modélisation à court terme avec de données à haute fréquence du lac d'Enghien peut être considérée satisfaisante.

Tableau 6.15 : Performance du modèle DYCD - Indicateur de performance (valeur calage/valeur validation)

Site d'étude	Durée	Nombre d'observations	Température		Chlorophylle-a	
			RMSE (°C)	r	RMSE (µg.L ⁻¹)	r
Lac d'Enghien (France) ¹	15/60 jours	360/1420	0.78/1.17	0.92/0.83	25.82/29.66	0.88/0.62
Lac Rotorua (Nouvelle Zélande) ²	01/02 années	12/24	0,97/0,86	0.99/0.99	8.5/13.1	0.45/0.29
Lac Ravn (Danemark) ³	07/05 années	84/60	1.44/0.84	0.97/0.99	12.76/10.40	0.14/0.35

¹ Ce travail (à 0.8 m de profondeur). ² Burger *et al.*, 2008 (dans l'épilimnion). ³ Trolle *et al.*, 2008 (dans l'épilimnion).

Outre DYCD, d'autres modèles déterministes unidimensionnels verticaux ont été utilisés pour simuler la biomasse du phytoplancton et des cyanobactéries dans de nombreux lacs, par exemple, les modèles SALMO et PROTECH (Elliot *et al.*, 2010 et Reynolds *et al.*, 2001). Essentiellement, ils diffèrent de DYCD dans les variables simulées et dans la façon dont ils prennent en compte l'hydrodynamique et le bilan de masse des variables d'état. Comparer nos résultats à ceux de ces modèles est difficile car des indicateurs de performance n'ont pas été calculés (*e.g.* Lewis *et al.*, 2002) ou des indicateurs différents ont été appliqués (*e.g.* Elliot *et al.*, 2007) ou même, des unités différentes sont utilisées pour des indicateurs non normalisés (*e.g.* Recknagel *et al.*, 2008). En général, la comparaison visuelle avec les résultats obtenus

dans ces travaux permet de confirmer la performance satisfaisante de DYCD dans le lac d'Enghien.

Limites de la base de données

Les débits d'entrée et de sortie n'étant pas disponibles pour la période de simulation, des débits moyens basés sur des études antérieures ont été utilisés. De même pour l'apport en nutriments et leur concentration dans le lac. Cela entraîne des incertitudes sur les résultats du modèle. Le bassin versant du lac d'Enghien est très urbanisé avec un taux d'imperméabilisation élevé. Des pluies de faible intensité entraînent une augmentation des débits d'entrée et peuvent changer l'apport en nutriments dans le lac (SIARE, 2004). La période choisie pour la simulation de la dynamique des cyanobactéries dans le lac d'Enghien était assez pluvieuse (Figure 6.6.d), la précipitation totale a atteint 110 mm sur 75 jours de simulation.

Bien que les débits d'entrée et de sortie aient pris une valeur moyenne constante, le modèle a obtenu des résultats plutôt satisfaisants. En fait, les épisodes où les performances du modèle dans la représentation de la biomasse des cyanobactéries sont médiocres, semblent liés à la limitation par l'azote. Un suivi des concentrations en azote dans le lac, au moins à une fréquence bimensuelle pendant la période estivale, pourrait permettre de comprendre la dynamique de *P. agardhii* dans le lac d'Enghien et il serait possible de vérifier si la simulation de la dynamique de l'azote et sa limitation sont correctes.

Les modèles écologiques des milieux aquatiques présentent souvent un degré élevé de complexité et comprennent un grand nombre de paramètres à estimer. Il est rare de disposer d'un jeu de données qui puisse couvrir toutes les variables importantes pour la dynamique de l'écosystème, à la résolution spatiale et temporelle appropriée.

Dans notre cas, compte tenu des limites imposées par le jeu de données incomplet, une approche simplifiée a été adoptée: la croissance des cyanobactéries est essentiellement contrôlée par les conditions météorologiques et par la disponibilité en nutriments. Uniquement des processus physiologiques (croissance, respiration, excrétion et mortalité) sont modélisés et de façon à impliquer la moindre quantité possible de paramètres. Augmenter la complexité du modèle lorsque les données disponibles ne correspondent pas aux besoins du modèle peut aboutir à la paramétrisation excessive de celui-ci et réduire ses capacités prédictives (McDonald et Urban, 2010). Un niveau élevé de complexité signifie que le modèle

décrit le véritable système physique, mais si les données nécessaires pour caler les paramètres ne sont pas disponibles, les résultats sont moins fiables.

6.5.6. *Conclusions et perspectives*

Des avancements technologiques importants dans le domaine du suivi de la qualité de l'eau ont permis d'obtenir des séries de données à haute fréquence et des phénomènes jamais observés dans les écosystèmes lacustres peuvent, maintenant, être étudiés en détails. Dans un lac urbain français, où un important problème environnemental provient des récurrentes efflorescences de *P. agardhii*, un suivi en continu a décrit des changements majeurs dans la biomasse cyanobactérienne, se produisant en quelques jours.

La station de surveillance présentée ici pourrait être transférée à d'autres sites similaires avec peu d'adaptations. Après l'étalonnage des capteurs dans un nouveau lac, des visites sur le terrain seraient nécessaires seulement tous les trois mois pour leur entretien. Dans le cas d'une défaillance du système, un avertissement peut être envoyé automatiquement par la bouée à un courriel électronique ou à un numéro de téléphone. Des améliorations du système sont également susceptibles d'être mises en œuvre, par exemple, un profileur pour immerger les capteurs à des différentes profondeurs.

Les données obtenues par la bouée dans le lac d'Enghien ont été utilisées pour caler et valider un modèle numérique destiné à estimer le développement des cyanobactéries à l'horizon de quelques semaines. Les résultats obtenus ont montré qu'un modèle déterministe validé à l'échelle de temps saisonnière sur de nombreux écosystèmes lacustres peut également être appliqué à la simulation de courte durée des proliférations cyanobactériennes. L'intégration des mesures à haute fréquence et des modèles déterministes est une approche prometteuse qui peut contribuer à mieux comprendre la dynamique des cyanobactéries dans les lacs. Le modèle appliqué pour la simulation lac d'Enghien pourrait être utilisée dans d'autres sites d'étude avec un effort d'étalonnage mineur du modèle hydrodynamique (DYRESM). Le modèle écologique CAEDYM pourrait également être utilisé dans d'autres lacs avec quelques ajustements basés sur des données de terrain et/ou les valeurs de la littérature selon les espèces de phytoplanctoniques présentes.

Selon les objectifs de gestion à atteindre, la courte échelle de temps peut être plus appropriée pour représenter la dynamique des cyanobactéries que les simulations saisonnières et pluriannuelles. Le modèle à court terme calibré pour le lac d'Enghien pourrait être appliqué en

mode prédictif, de façon à simuler le développement cyanobactérien à l'horizon de quelques jours, en remplaçant les données de forçage météorologiques par des prévisions météorologiques. La dynamique des cyanobactéries serait simulée essentiellement sur la base des prévisions météorologiques et des réinitialisations journalières, voire plus fréquentes, des conditions initiales de température de l'eau et de la biomasse algale.

Conclusions de la Partie II

La deuxième partie de cette thèse a essayé de faire le point (1) sur le suivi du phytoplancton dans les milieux aquatiques, et spécialement, sur les nouvelles méthodes de suivi qui peuvent être appliquées aux cyanobactéries dans les lacs et réservoirs et (2) sur la modélisation des écosystèmes lacustres, en privilégiant l'utilisation de modèles dynamiques complexes pour la simulation de la dynamique cyanobactérienne.

Face aux contraintes imposées par les méthodes traditionnelles de surveillance de la qualité de l'eau (coût, manque de réactivité, fort besoin de personnel spécialisé et faible représentativité spatiale et temporelle des données), d'autres techniques ont été développées dans le but d'améliorer la qualité et la représentativité des données, ainsi que de réduire le coût lié à leur obtention. La spectrofluorométrie *in situ* est un exemple de technique récemment appliquée au suivi et à l'identification du phytoplancton qui a apporté des nouvelles perspectives dans ce domaine. En ce qui concerne la modélisation, de nombreuses approches pour simuler la qualité de l'eau ont été développées depuis la deuxième moitié du XX^{ème} siècle. Ces modèles ont été conçus pour évaluer les conséquences de l'eutrophisation sur l'écosystème aquatique et y compris la dynamique cyanobactérienne.

Le suivi du phytoplancton à l'aide d'une sonde spectrofluorométrique a fait l'objet d'une étude menée sur le lac de Pampulha tandis qu'un modèle dynamique complexe a été appliqué à la simulation des cyanobactéries du lac d'Enghien. Les résultats obtenus nous ont également permis de préparer la prochaine étape du travail qui consiste dans la modélisation intégrée du lac et son bassin versant.

PARTIE III: APPROCHE INTEGREE - LE LAC URBAIN ET SON BASSIN VERSANT

7. MODELISATION DE LA QUALITE DE L'EAU DU RUISSELLEMENT URBAIN

Ce chapitre traite de la première partie de l'approche intégrée proposée pour le lac de Pampulha et son bassin versant : la modélisation du ruissellement superficiel. Les deux premiers paragraphes font le point sur les connaissances acquises au cours des dernières années sur la pollution présente dans les rejets urbains par temps de pluie. Le paragraphe 7.3 décrit brièvement des approches utilisées dans la modélisation de la qualité des eaux pluviales, tandis que le paragraphe 7.4 entre plus en détails dans l'approche utilisée dans cette thèse. Le paragraphe 7.5 porte sur la modélisation du ruissellement superficiel, quantité et qualité, dans le bassin versant du lac de Pampulha.

7.1. La pollution due au ruissellement urbain

« Longtemps, la pollution apportée au milieu naturel par les rejets d'eaux usées des villes et des industries a masqué celle causée par les rejets urbains par temps de pluie. La perception de la contribution de cette pollution à la dégradation de la qualité des rivières ne s'est développée qu'au fur et à mesure des progrès de l'épuration des eaux résiduaires industrielles et domestiques » (Valiron et Tabuchi, 1992).

Les rejets urbains par temps de pluie (RUTP) ont été reconnus en tant que source de pollution en 1888 par Durand-Claye au congrès international d'hygiène de Vienne. Dans les années 1960 des chercheurs et des spécialistes se sont intéressés à ce sujet (Leopold, 1968). Cependant, c'est seulement dans les années 1980 que les problèmes environnementaux résultant du ruissellement urbain ont touché les autorités publiques et les gestionnaires. Aux Etats-Unis, l'action du gouvernement dans ce domaine s'est manifestée par le programme *Nationwide Urban Runoff Program* (NURP) dont les objectifs étaient : (i) évaluer la qualité des eaux du ruissellement urbain dans différentes régions des Etats Unis et les comparer ; (ii) déterminer l'influence du ruissellement urbain sur la qualité des eaux des milieux récepteurs ; (iii) évaluer l'efficacité des pratiques de gestion pour le contrôle des apports en polluants provenant des rejets par temps de pluie (EPA, 1983). En France, des expérimentations sur la

pollution du ruissellement pluvial urbain ont été menées à l'échelle nationale entre les années 1980 et 1982. Dans les années suivantes, les agences de l'eau ont mis en œuvre des efforts techniques et financiers pour la lutte contre la pollution par temps de pluie, traduits dans le 6^{ème} programme d'intervention des agences de l'eau françaises mené entre 1992 et 1996 (Tabuchi, 1992). Au Brésil, des programmes à l'initiative du gouvernement n'ont pas encore apparu dans ce domaine. A ce jour, la qualité des eaux du ruissellement dans les milieux urbains brésiliens fait l'objet de projets de recherche scientifique financés par des agences de financement gouvernementales (*e.g.* Gomes, 2004 ; Morihama *et al.*, 2012 ; Righetto *et al.*, 2002).

De ce fait, depuis les années 1980, la base de connaissances sur les RUTP s'est élargie et consolidée ; des études de caractère plus général visant à identifier et quantifier grossièrement les principaux polluants ont été remplacées par des études plus fines de caractérisation de cette pollution et des phénomènes en jeu, notamment en ce qui concerne les paramètres hydrodynamiques des particules, la répartition entre les formes dissoutes et particulaires, les polluants émergents et prioritaires, la production et le transfert des polluants au sein du réseau d'assainissement (Tassin et Chebbo, 2000).

7.1.1. Les sources et mécanismes de pollution du ruissellement urbain

La pollution présente dans le ruissellement urbain a un caractère diffus et provient de la pollution atmosphérique lessivée lors des précipitations atmosphériques (retombées atmosphériques humides) et du lessivage et de l'érosion des surfaces urbaines lors de la chute des gouttes de l'eau et de l'écoulement superficiel.

La pollution atmosphérique peut avoir une origine naturelle, cependant, dans les régions urbaines, les sources anthropiques telles que les émissions industrielles et celles liées aux transports et à la combustion des déchets domestiques et industriels, sont plus importantes. La pollution de l'air peut être endogène, lorsqu'elle a été produite dans la zone d'émission du polluant, ou exogène, quand le polluant a été transporté, parfois sur de longues distances sous l'action du vent, vers des régions différentes de la zone d'émission.

Les polluants déposés sur les surfaces d'un bassin versant proviennent des retombées atmosphériques sèches, de la circulation automobile, des déchets rejetés par l'homme, des déchets animaux et débris végétaux et de la dégradation des matériaux de revêtement. Selon le type de surface (voiries, toitures, parkings) ou les différentes surfaces perméables, la

contribution pour chaque polluant peut varier (Gromaire, 1998). Lors d'un évènement pluvieux, une partie de cette pollution est mobilisée par la force des gouttes d'eau au moment de leur chute et par l'écoulement sur les surfaces, entraînant un effet de lessivage sur les polluants accumulés au cours de la période sèche. Plus les surfaces sont imperméabilisées, plus le lessivage est important. Ainsi, en plus du type de surface, l'apport en polluants résultant du lessivage et de l'érosion des surfaces en milieu urbain est aussi fonction de l'intensité de la pluie, du nombre de jours secs précédant l'évènement pluvieux, de l'usage et de l'imperméabilisation du sol et des caractéristiques climatiques, géographiques et géologiques du bassin versant (Tsihrintzis et Hamid, 1997). Maestre et Pitt (2005) évaluent dans quelle mesure certaines de ces variables peuvent affecter la qualité des eaux pluviales et Liu *et al.* (2013) montrent comment l'intensité et la durée de la pluie peuvent influencer sur la production des différents polluants dans un bassin versant.

Les polluants sont entraînés par le ruissellement vers les réseaux d'assainissement, où ils sont transportés par advection et dans une moindre mesure, par diffusion, jusqu'aux milieux récepteurs ou d'autres structures composantes du système de drainage pluvial (stations de traitement ou ouvrages de contrôle). En chemin, ils subissent des transformations physiques, chimiques et biologiques telles que la photolyse et la biodégradation. De plus, quand la capacité de l'écoulement à transporter les particules est dépassée, des dépôts solides se forment dans les conduites et les canaux.

Les polluants les plus fréquents dans le ruissellement urbain sont les solides en suspension provenant de la poussière des rues ; les métaux traces provenant de la circulation des véhicules et des sources industrielles et commerciales. La circulation automobile, responsable de l'émission des métaux les plus toxiques, est également source d'huiles, graisses et d'hydrocarbures. Dans les pays tempérés, il faut ajouter la pollution du ruissellement par les chlorures lors des périodes hivernales, quand du sel de déverglaçage est répandu sur les routes. De plus, la végétation, les ordures et les déchets animaux sont aussi des sources de matière organique et de nutriments. Le Tableau 7.1 établit une liste des sources principales de pollution diffuse dans les milieux urbains.

Certains polluants ont des concentrations beaucoup plus élevées dans les RUTP que dans les eaux usées avant et après traitement. La concentration du plomb, par exemple, peut être 20 fois plus importante dans les eaux pluviales que dans les eaux de temps sec avant le traitement. De même, les matières en suspension et les hydrocarbures peuvent être plus de 10

fois supérieures dans le ruissellement urbain par rapport aux eaux usées sans traitement (Bachoc *et al.*, 1992). Les concentrations en azote et phosphore sont plus faibles dans les eaux pluviales, cependant, ces apports sont susceptibles d'accélérer l'eutrophisation des milieux récepteurs. Actuellement, la présence dans le ruissellement des micropolluants organiques, toxiques et persistants, tels les HAPs et PCBs constitue de nouvelles contaminations et a fait l'objet d'études plus récentes (Bressy, 2010).

Tableau 7.1 : Sources de pollution du ruissellement urbain (adapté de Zoppou, 2001)

Polluant	Erosion du sol	Usure pneus	Combustion carburants	Rejets industriels	Combustibles fossiles	Jardins (chimiques)	Déchets animaux
MES	M	M			M		
N	m		M	m		M	M
P	M		m			M	M
Pétrole		M	M	M			
Fr	M						
Mg	M						
Zn	m	M		m		M	
Pb			M	M			
Cu		M		M			
Cr		M		M			
Ni		m		M			
Hg				M			
Cd				M			
S			m		M	M	M
Pesticides						M	

M = source majeure, m = source mineure

7.2. Le mode d'occupation du sol et la pollution du ruissellement urbain

Plusieurs études portant sur la qualité des eaux pluviales en milieu urbain ont essayé de relier les apports en polluants et le mode d'occupation du sol dans le bassin versant. De fait, les activités développées dans un bassin versant, ainsi que d'autres caractéristiques susceptibles d'influer sur l'apport en polluants dans les RUTP sont liées à l'usage du sol.

Les résultats des études menées jusqu'à présent sont loin d'être conclusifs. Apparemment, la variabilité des apports en polluants par temps de pluie en milieu urbain est tellement

importante d'un site à l'autre et entre les événements pluvieux qu'il est difficile d'établir des corrélations significatives entre les modes d'occupation du sol et l'apport en polluants. Dans le programme américain NURP, des tendances d'augmentation/réduction des concentrations moyennes en fonction de l'usage du sol ont été trouvées pour certains polluants, cependant, elles n'étaient pas statistiquement significatives (EPA, 1983). Ces concentrations moyennes par événement ou « *event mean concentration* (EMC) », représentent la masse totale du polluant apporté lors de l'événement pluvieux divisé par son volume total. L'« espace ouvert/non urbains » est la seule catégorie d'usage du sol qui a montré un EMC significativement différent des autres (résidentielle, mixte, commerciale et industrielle) en ce qui concerne l'apport en polluants par temps de pluie.

Les résultats préliminaires d'une étude plus récente menée aux Etats-Unis (Maestre et Pitt, 2005), le *National Stormwater Quality Database* (NSQD) indiquent que des différences significatives ont été trouvées dans les concentrations en polluants pour les diverses catégories d'usage du sol. Par exemple, les concentrations en zinc sont plus élevées dans les sites industriels et les autoroutes produisent les concentrations moyennes les plus élevées pour les MES, NTK, cuivre et plomb. Les espaces ouverts ont les concentrations les plus petites pour NTK, cuivre, plomb et zinc. Cependant, des variations peu significatives pour un usage du sol et pour un polluant donné existent et pour certains polluants (*e.g.* P_{total}) des tendances entre les catégories d'usage du sol sont peu marquées.

En Australie, Goonetilleke *et al.* (2005) ont suivi les RUTPs de trois bassins versants de différents usages du sol : forêt, rural/résidentiel et urbain mixte. Dans ce dernier site, trois sous-bassins versants, dont les niveaux de densité résidentielle varient, ont été suivis également. Les résultats obtenus pour le pH, la conductivité électrique, les MES, N_{total} et P_{total} révèlent que le site urbain mixte montre les plus grandes variations pour ces polluants d'un événement à l'autre et leurs valeurs moyennes sont les plus importantes aussi. Au sein de ce bassin versant urbanisé, les auteurs supposent que l'occupation du sol par des maisons individuelles contribue plus à l'apport en polluants que les logements multifamiliaux.

Si un rapport entre les concentrations moyennes des polluants dans les eaux pluviales et les usages du sol n'est pas toujours facile à établir, d'autres approches ont été utilisées pour investiguer le rôle de l'occupation du sol dans la production des polluants par temps de pluie. Maestre et Pitt (2005), ont utilisé les données issues du NSQD pour obtenir la distribution cumulée des probabilités des différents polluants pour chaque catégorie de mode d'occupation

du sol. Les courbes obtenues pour chaque usage du sol et chaque polluant permettent de déterminer la probabilité de dépassement d'une certaine valeur seuil de concentration. A l'inverse, Ha et Stenstrom (2003) ont utilisé des réseaux de neurones pour prévoir l'usage du sol d'un bassin versant à partir de données de la qualité de l'eau de son ruissellement superficiel.

La méthode PROMETHEE d'aide à la décision et l'analyse en composantes principales ont été utilisées par Liu *et al.* (2013) pour évaluer l'influence des caractéristiques du bassin versant sur la qualité des eaux pluviales. La variation des concentrations en polluants entre les trois catégories d'usage du sol (industrielle, commerciale et résidentielle) est inférieure à la variation observée dans une même catégorie. D'autres caractéristiques du bassin versant (couverture, état des surfaces...) en plus de l'occupation du sol, jouent un rôle important. Ces conclusions ont un impact direct sur la modélisation de la qualité de l'eau du ruissellement urbain : l'utilisation de l'usage du sol en tant que paramètre global sans prendre en compte la variabilité de la production de polluants dans une catégorie d'occupation du sol ne représente pas correctement l'accumulation des polluants sur les surfaces. Ainsi, d'autres caractéristiques du bassin versant doivent être considérées dans la modélisation.

7.3. Modélisation de la qualité des eaux du ruissellement urbain

Les modèles de qualité des eaux pluviales sont utilisés pour caractériser le ruissellement urbain et fournir les apports en polluants pour l'étude des milieux aquatiques ; pour la conception et l'évaluation des structures de contrôle de la pollution diffuse ; pour effectuer l'analyse de fréquence des variables liées à la qualité de l'eau et pour produire des informations nécessaires aux analyses coût-avantage impliquées dans la gestion des ressources hydriques (Huber, 1986). Plusieurs approches de modélisation de la qualité des RUTPs de niveaux de complexité très variables existent (Borah et Bera, 2004). Une brève description des modèles statiques (EMC et charge unitaire), régressifs et stochastiques utilisés dans la modélisation des RUTPs est présentée dans les paragraphes suivants. Les modèles de calcul des flux polluants que nous avons utilisé, seront traités avec plus en détails dans le paragraphe 7.4.

7.3.1. Modèles statiques

Parmi les modèles statiques se trouve la méthode de la concentration constante, souvent l'EMC et de la charge unitaire (Donigian et Huber, 1991). Dans la méthode de la

concentration constante la concentration d'un polluant donnée est constante sur une période de temps et peut être multipliée par le volume du ruissellement lors de cette même période pour obtenir un apport total. Cette méthode peut être couplée à des modèles hydrologiques plus complexes pour simuler des apports variables résultants de la multiplication de la concentration par un débit variable. La concentration d'un polluant peut être estimée à partir de mesures locales, de valeurs trouvées dans la littérature et en utilisant des modèles de régression.

Le calcul de la pollution des RUTPs par charge unitaire consiste à appliquer des valeurs de masse de polluant par surface et par temps. L'apport annuel ou à une autre échelle de temps est obtenue par multiplication de la charge unitaire d'un polluant déterminé par sa surface de contribution. Les logiciels basés sur des feuilles de calcul peuvent être utilisés pour coupler les deux méthodes évoquées ci-dessus : (1) le volume ruisselé est calculé de façon simple, par exemple, à l'aide des coefficients de ruissellement spécifiques multipliés par la pluviométrie ; (2) le volume du ruissellement est multipliée par la concentration constante d'un polluant. L'avantage de cette méthode se trouve dans la possibilité d'utiliser des catégories d'occupation du sol variées (avec des concentrations constantes diverses) et de produire des apports en polluants pondérés en fonction du débit.

Les méthodes du type statique ont l'avantage de demander une faible quantité de données et des informations sur les phénomènes en jeu et sur la structure des réseaux ne sont pas nécessaires. Leur difficulté principale réside dans l'estimation des concentrations constantes et des charges unitaires qui sont spécifiques à chaque site et varient en fonction des facteurs hydrologiques, démographiques, entre autres. Ainsi, ces méthodes ont une utilisation limitée.

7.3.2. Modèles de régression

Dans ces modèles la charge polluante est estimée à partir de variables explicatives telles, les précipitations, les eaux de ruissellement, l'occupation du sol, les taux d'imperméabilisation, la température de l'air. Ces modèles ont été largement utilisés pour estimer l'EMC des événements pour des polluants divers et pour établir des courbes de tarage où la concentration d'un polluant est rapportée au débit. Certains modèles hydrologiques complexes (SWMM, STORM ...) permettent d'incorporer les courbes de tarage pour simuler la qualité des RUTPs. L'utilisation de la régression en dehors des limites pour lesquelles le rapport a été établi est un des inconvénients principaux de cette méthode (Donigian et Huber, 1991). De plus, assez souvent, les régressions obtenues ne permettent pas d'expliquer la variabilité observée de

façon satisfaisante, du fait de la complexité des phénomènes mis en jeu et du peu de données disponibles (*e. g.* McLeod *et al.*, 2006 ; Pagotto, 1999). Malgré ces inconvénients, la méthode des régressions est assez utile pour permettre d'établir les premières estimations.

Les réseaux de neurones, récemment appliqués dans la modélisation des RUTPs peuvent être considérés une méthode de régression plus sophistiquée où la formation des charges polluantes est décrite à partir de caractéristiques de l'évènement, tout en faisant une utilisation optimale des données disponibles. Dans cette méthode, la connaissance préalable des relations entre les variables n'est pas nécessaire. Pagotto (1999) a vérifié la tendance des réseaux de neurones à décrire les données expérimentales de façon plus appropriée que les régressions simples. Cependant, un pouvoir prédictif médiocre des réseaux de neurones a été obtenu, probablement en raison du nombre réduit d'évènements disponibles pour l'apprentissage.

7.3.3. *Modèles stochastiques*

Les modèles stochastiques de simulation de la qualité des eaux pluviales sont basés sur le fait que les processus précipitation-ruissellement ont une nature aléatoire. Plusieurs études portant sur la détermination de l'EMC des polluants ont révélé que ces concentrations moyennes possèdent une distribution de fréquence log-normale (Maestre et Pitt, 2005). Lorsque la distribution de fréquence de l'EMC d'un polluant donné est couplée à la distribution de fréquence du ruissellement (aussi log-normale), il est possible d'obtenir la distribution de charges en polluants apportée par les RUTPs. L'objectif des méthodes stochastiques est donc l'analyse statistique des apports en polluant pour déterminer la pollution maximale susceptible d'être rejeté dans le milieu récepteur en fonction d'une période de temps égale à celle qui peut perturber le milieu aquatique (Valiron et Tabuchi, 1992). La distribution de fréquence log-normale de l'EMC est aussi fréquemment utilisée pour déterminer les incertitudes liées à sa valeur (McLeod *et al.*, 2006).

Les modèles stochastiques permettent un aperçu rapide, simple et peu onéreux des problèmes de qualité de l'eau dans les RUTPs et des alternatives pour leur contrôle. De plus, les utilisateurs peuvent être plus sensibilisés aux problèmes en jeu à l'aide des techniques et courbes statistiques développées pas à pas, par rapport aux procédures utilisées dans modèles déterministes, à savoir, l'entrée de données, la simulation et la sortie des résultats (Driscoll *et al.*, 1979).

7.4. Modèles de calcul des flux polluants

Les modèles de calcul des flux polluants (MCFP) sont en général des modèles hydrauliques comportant différents modules de calcul : la transformation pluie-débit, l'écoulement en réseau, le stockage, etc., auxquels se rajoute un module pour le calcul de la pollution. Il s'agit donc, de modèles hydrologiques-hydrauliques de nature déterministe (les mêmes entrées fournissent des résultats identiques), capables de simuler la qualité des RUTPs. Dans cette thèse, la référence à des modèles MCFP ou à des modèles hydrologiques déterministes renvoie à ce type de modèles.

En fonction de la complexité et des objectifs du modèle MCFP, le module de qualité de l'eau a l'ambition de reproduire les processus d'accumulation et lessivage des polluants sur les surfaces, le transport, le dépôt et la remise en suspension des polluants dans les réseaux, ainsi que leur transformation et leur traitement par des techniques de contrôle. De nombreux modèles MCFP sont disponibles pour des bassins versants urbains et ruraux. Tsihrintzis et Hamid (1997) et Zoppou (2001) font le point sur la modélisation hydrologique déterministe et décrivent plusieurs modèles utilisés dans la simulation de la qualité du ruissellement urbain. Le Tableau 7.2 regroupe les caractéristiques des quelques modèles plus utilisés.

Les modèles déterministes peuvent être classés selon les équations utilisées et leur variabilité spatiale et temporelle. Lorsque les équations sont basées sur des lois physiques, le modèle est dit à base physique. Lorsque les équations sont basées sur des expérimentations et des observations, le modèle est considéré *empirique*. En ce qui concerne l'échelle spatiale, les modèles *globaux* ne prennent pas en compte la variabilité spatiale alors que les modèles *spatialisés* le font. Finalement, les modèles peuvent être *évènementiels* pour la simulation à court terme d'un ou quelques évènements pluvieux ou, *en continu* pour les simulations de longue durée sur plusieurs mois ou saisons (Zoppou, 2001).

Le choix parmi les différentes options dépend des objectifs de la modélisation et des données disponibles. Toutefois, ces classements ne sont pas stricts et un modèle peut se trouver entre deux catégories, par exemple, le modèle SWMM peut être considéré semi-spatialisé et conceptuel avec quelques équations empiriques utilisées dans la simulation de la qualité du ruissellement. Selon Kanso (2004), à l'heure actuelle, les modèles MCFP sont « *un mariage d'empirisme, de conceptuel et de déterminisme* ».

De nos jours, un des principaux obstacles de la modélisation de la qualité des eaux pluviales repose sur la difficulté d'obtention des données, ce qui se traduit assez souvent dans des approches globales pour décrire les bassins versants et le réseau d'assainissement (Kanso, 2004). Même lorsqu'elles sont disponibles, des incertitudes importantes sont inhérentes aux données hydrologiques telles la pluie, les débits, la concentration en polluants (Gromaire et Chebbo, 2001). D'autre part, la complexité des phénomènes impliqués dans la production, le transfert en surface et en réseau et dans les transformations physico-chimiques et biologiques des polluants rendent difficile l'appréhension de ces processus et leur représentation par des formulations mathématiques. Des approches classiques, adoptées depuis les années 1970, forment la base des modèles MCFP actuels (Huber, 1992) et peu d'avancées ont été réalisées au cours des dernières années. Récemment, des améliorations dans la représentation des processus d'accumulation des polluants par temps sec (Liu *et al.*, 2013) et de lessivage (Wang *et al.*, 2011) ont été proposées, pourtant, elles doivent encore être mises en œuvre dans les modèles.

Avant d'aborder la modélisation des processus liés à la qualité des RUTPs, il faut d'abord s'intéresser aux débits ruisselés, car l'estimation des concentrations et des charges en polluants dans le ruissellement est fortement dépendante de sa quantité. Les processus hydrologiques d'interception, infiltration, évaporation, ruissellement superficiel et souterrain interviennent dans la transformation pluie-débit (module hydrologique) et peuvent être inclus implicitement ou explicitement dans les modèles MCFP à l'aide d'approches diverses, par exemple : l'hydrogramme unitaire, la méthode rationnelle, la méthode du *Soil Conservation Service* (SCS) et les méthodes d'Horton et Green-Ampt pour l'infiltration plus spécifiquement. La représentation mathématique de l'écoulement dans les réseaux (module hydraulique) peut également suivre des approches multiples dont les niveaux de complexité varient.

Couramment, les équations unidimensionnelles de Barré de Saint-Venant, basées sur les équations de conservation de la masse et de la quantité de mouvement sont utilisées sous une forme plus ou moins simplifiée, à savoir, l'équation de l'onde cinématique, de l'onde diffusante ou la version la plus complète, celle de l'onde dynamique (Tucci, 2012).

La simulation de la qualité du ruissellement comprend la représentation de l'accumulation de polluants sur les surfaces, le lessivage de celles-ci et le transport et transformation des polluants dans les réseaux d'assainissement.

Tableau 7.2 : Modèles hydrologiques et leurs caractéristiques principales. Adapté de Tsihrintzis et Hamid (1997)

Modèle	Usage du sol		Hydrologie			Qualité de l'eau			Echelle temporelle		Accès	
	Urbain	Rural	Ruissellement superficiel	Écoulement souterrain	Fonte neiges	Sédiments	Nutriments	Toxiques	Évènementielle	En continu	Libre	Payant
ACTMO		X	X	X	X	X	X	X	X	X		
ANSWERS		X	X	X		X	X		X			
ARM		X	X	X	X	X	X	X	X	X		
CANOE	X		X			X			X	X		X
CREAMS		X	X			X	X	X	X	X		
DR3M- QUAL	X		X		X	X			X	X	X	
FHWA	X		X		X	X			X			
FLUPOL	X		X			X	X					
HSPF	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
MOSQUITO	X		X			X	X					
NPS	X	X	X	X	X	X	X		X	X		
QQS	X		X		X	X			X	X		
STORM	X		X	X	X	X	X			X		
SWMM	X		X	X	X	X	X		X	X	X	

Huber (1992) et Kanso (2004) discutent les approches traditionnellement utilisés pour tenir compte de l'accumulation par temps sec des polluants sur le bassin versant et de leur lessivage lors des évènements pluvieux. Les approches employées dans la description mathématique de ces phénomènes sont détaillées dans les paragraphes suivants.

7.4.1. Accumulation des polluants sur les surfaces

L'accumulation des polluants sur les surfaces est fonction de l'action du vent, de la circulation automobile, des retombées atmosphériques sèches, des activités développées dans le bassin versant, de l'érosion, du nettoyage des rues et d'autres facteurs difficilement mesurables. Malgré les efforts entrepris pour représenter tous ces processus sous la forme d'équations à base physique, il n'est pas réaliste de penser que les formulations obtenues peuvent quantifier la masse des polluants présente sur une surface au début d'évènement pluvieux (Huber, 1992). Ainsi des équations empiriques obtenues à partir des observations sur le terrain ont été développées et validées depuis la fin des années 1960.

Les premières études sur le dépôt des matériels particulaires (« *dust and dirt* ») sur les surfaces urbaines ont été conduites aux Etats Unis et ont vérifié que l'accumulation varie linéairement en fonction du temps et n'est arrêtée que par la pluie ou le nettoyage des rues. Sartor et Boyd (1972) ont trouvé que la masse des polluants accumulée atteint une valeur limite au bout de quelques jours et le processus de dépôt sur la surface pourrait donc être représenté par une équation exponentielle (Équation 7.1), plutôt que par une équation linéaire (Équation 7.2).

Équation 7.1

$$M_{accu}(t) = F_{accu} \times (1 - e^{-disp \times t}) + M_0 \times e^{-disp \times t}$$

Équation 7.2

$$M_{accu}(t) = M_0 + G_{accu} \times t$$

Où $M_{accu}(t)$ est la masse du polluant accumulée par unité de surface au cours du temps sec (t) en $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, M_0 est la masse du polluant déjà déposée au début de la simulation, F_{accu} et G_{accu} sont des taux d'accumulation maximal du polluant par unité de surface ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) pour les équations exponentielle et linéaire, respectivement, et $disp$ est le coefficient de disparition (jour^{-1}).

Les valeurs des paramètres F_{accu} , G_{accu} et $disp$ varient d'un site à l'autre et dépendent du polluant modélisé. Le Tableau 7.3 fournit des valeurs trouvées dans la littérature pour les paramètres de l'équation exponentielle. La Figure 7.1.a montre dans quelle mesure la masse d'un polluant accumulée sur la surface peut varier en fonction des paramètres F_{accu} et $disp$.

Le stock des polluants disponible sur la surface au début de l'évènement pluvieux (M_0) est souvent pris égal à zéro. Toutefois, des études (e. g. Wang *et al.*, 2011) ont révélé qu'il est important de considérer une masse résiduelle après chaque évènement.

7.4.2. Lessivage des surfaces

Le processus de lessivage des surfaces est souvent décrit par une équation différentielle initialement proposée par Sartor et Boyd (1972). Dans cette équation, la masse de polluants lessivée au cours du temps est fonction de la disponibilité des polluants sur la surface et du débit ruisselé par unité de surface (Équation 7.3).

Équation 7.3 :

$$dM_L/dt = -w \times d(t) \times M_{accu}(t)$$

Où dM_L/dt est le taux de polluant lessivé au temps (t) à compter dès le début de l'évènement en kg.s^{-1} , w est un coefficient empirique de lessivage (mm^{-1}), d est le débit par unité de surface en mm.s^{-1} et $M_{accu}(t)$ est la masse de polluant disponible pour le lessivage en kg.

L'Équation 7.3 doit être limitée à des petits bassins versants imperméabilisés où les sources des polluants sont finies. Lorsque sur des surfaces perméables, le lessivage doit tenir compte de l'intensité de la pluie/ruissellement et d'une source illimitée de matériel particulaire érodé des surfaces (Millar, 1999).

Si l'on considère $D = \int d \, dt$, la solution de l'Équation 7.3 est donnée par l'équation exponentielle suivante :

Équation 7.4

$$M_L = M_{accu}(t_0) \times e^{-wD}$$

Où M_L est la masse de polluant lessivée, M_{accu} est la masse disponible au temps $t = 0$.

L'Équation 7.4 est l'équation exponentielle utilisée par plusieurs modèles (SWMM, STORM, etc.) pour reproduire le lessivage des polluants sur des surfaces imperméables. Il s'agit d'une formulation empirique, peu justifiée du point de vue physique (Millar, 1999). Dans le modèle SWMM, le coefficient w est élevé à une puissance ($washpo$) pour contourner le problème des concentrations toujours décroissantes posé par l'équation originale (Huber, 1992). Ainsi, les paramètres à estimer sont w et $washpo$. La Figure 7.1.b montre l'allure des courbes exponentielles de lessivage pour quelques valeurs de paramètres w et $washpo$.

Tableau 7.3 : Paramètres d'accumulation et lessivage des polluants trouvés dans la littérature

Polluant	F_{accu} (kg.ha ⁻¹)	$disp$ (jour ⁻¹)	w (mm ⁻¹)	$washpo$	Référence
MES	10 – 120	0.4 – 0.8	0.001 – 0.5	0.5 – 2.5	1
	0 - 100	0 – 0.2	0 – 0.2	0 – 2	2
	41.98	0.017	0.164	1	3
N inorganique dissous	0 – 0.2	0 – 0.01	0 - 0.01	0 – 2	2
NTK	0.4	0.091	0.167	1	3
Cu	0.00935	0.084	0.152	1	3

¹Gaume *et al.*, 1998 ; ²Avellaneda *et al.* (2009) ; ³Wang *et al.* (2011)

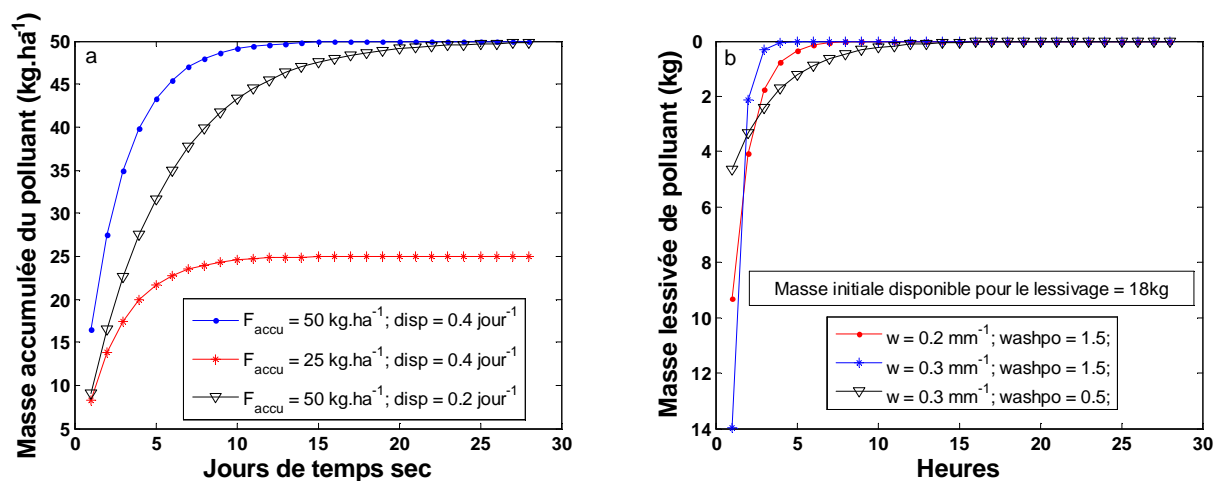


Figure 7.1 : Effets des variations des paramètres (a) F_{accu} et $disp$ sur la masse accumulée des polluants et (b) w et $washpo$ sur la masse lessivée des polluants.

7.4.3. Transport et transformation des polluants dans les réseaux

Le transport de polluants dans les réseaux est communément modélisé par l'équation de conservation de la masse qui inclut les deux processus principaux de transport : l'advection et la diffusion, le premier étant beaucoup plus important que le deuxième. Ainsi comme pour

l'écoulement, le transport des polluants dans les réseaux est souvent considéré unidimensionnel, une concentration moyenne étant adoptée pour chaque section considérée à un pas de temps donné (Zoppou, 2001).

D'autres simplifications peuvent être introduites, en considérant, par exemple, l'écoulement comme un réacteur parfaitement mélangé, où le polluant est instantanément mélangé et le système atteint la concentration moyenne maximale. Dans l'approche du réacteur tubulaire idéal, pour une injection par impulsion (débit d'entrée), le même signal est obtenu à la sortie après un certain temps qui correspond au temps de séjour moyen dans la conduite ou le canal (Von Sperling, 2007).

Le transport des particules en suspension dont les vitesses de chute sont plus élevées et le transport par charriage où les particules se déplacent en contact quasi permanent avec le fond, en roulant, glissant et par saltation, doit faire l'objet d'autres approches qui ne seront pas discutées dans ce texte. Les transformations chimiques, physico-chimiques et biologiques des polluants non-conservatifs peuvent être aussi incluses à l'aide des équations cinétiques du premier ou deuxième ordre et du couplage entre les polluants, c'est-à-dire, la réduction d'un polluant entraîne la formation d'un autre polluant. Cependant, les transformations biochimiques sont rarement prises en compte dans les modèles de qualité des RUTPs.

7.4.4. Calage des modèles déterministes complexes

Le processus par lequel la réponse d'un modèle est ajustée à une réponse observée dans le bassin versant par changement des valeurs des paramètres du modèle constitue le calage d'un modèle. Le calage d'un modèle hydrologique implique la connaissance (1) des données pluie-débit à utiliser pour la comparaison entre les observations et résultats simulés ; (2) du critère de comparaison ; (3) de l'ensemble de paramètres à caler et (4) de la procédure ou de l'algorithme à utiliser.

La répartition entre les données du calage et celles de la validation doit assurer qu'un jeu de données suffisamment représentatif des processus clés existants soit utilisé dans le calage. Bennett *et al.* (2013) indiquent cinq approches plus utilisées, à savoir :

- Re-substitution: caractérisée par l'absence de données indépendantes pour tester le modèle après le calage, c'est-à-dire, le même jeu de données est utilisé dans le calage et dans la validation. De ce fait, la performance du modèle est surestimée, raison pour laquelle cette approche doit être évitée.

- Validation croisée par la méthode « *hold out* » : les données disponibles sont divisées en deux groupes, un pour le calage et l'autre pour la validation. Il faut faire attention à la taille et à la division des groupes qui peuvent affecter la performance et la précision du modèle.
- Validation croisée par la méthode « *k-fold partitioning* » : les données disponibles sont divisées en k ensembles, un ensemble est utilisé dans le calage et les autres $k-1$ ensembles sont utilisés dans la validation. La méthode peut être répétée k fois et le résultat est la moyenne des performances obtenues.
- Validation croisée par la méthode « *leave one out* » : au contraire de la méthode précédente, ici les $k-1$ ensembles sont utilisés dans le calage et le k ensemble dans la validation. L'opération est répétée k fois et le résultat est obtenu à partir de la moyenne des performances.
- *Bootstrap* : il s'agit de l'échantillonnage aléatoire d'un ensemble de données pour le calage et remise postérieure de cet ensemble pour la validation. Cette opération peut être répétée plusieurs fois pour permettre l'estimation de la distribution statistique de l'erreur commise, cependant, les résidus doivent être indépendants et de distribution identique. De ce fait, il est probable qu'une transformation des variables du modèle doit être réalisée.

Concernant les critères de comparaison, Bennet *et al.* (2013) font aussi une synthèse de plusieurs approches disponibles pour les modèles environnementaux, des méthodes plus classiques telles la comparaison directe entre les moyennes, modes, médianes, histogrammes, etc., et celles basées sur les résidus (erreur moyenne, erreur moyenne quadratique, erreur moyenne absolue normalisée...), jusqu'aux mesures indirectes basées sur les paramètres du modèle (*e. g.* critère d'information d'Akaike) et la transformation des données (transformée de Fourier et les ondelettes). Lors d'un calage automatique, le critère de comparaison doit être une fonction, la *fonction-objectif*, dont la valeur est minimisée ou maximisée. Gaume *et al.* (1998) montrent dans quelle mesure la *fonction-objectif*, ainsi que l'algorithme utilisé dans le calage des modèles de la qualité des RUTPs peuvent impacter la fiabilité et l'exactitude des résultats. La *fonction-objectif* peut ne pas être suffisamment sensible aux changements dans les paramètres et l'algorithme de calage peut conduire à un optimum local de la fonction.

Dans la modélisation hydrologique, l'utilisation du critère de Nash-Sutcliffe (Nash et Sutcliffe, 1970) est assez répandue (Équation 7.5). Ce critère indique dans quelle mesure le modèle explique la variance des observations par comparaison avec leur valeur moyenne.

Équation 7.5 :

$$N = 1 - \frac{\sum_t (y(t) - \hat{y}(t))^2}{\sum_t (y(t) - \bar{y})^2}$$

Où, $y(t)$ est la donnée mesurée dans le temps t , $\hat{y}(t)$ est le résultat simulé et \bar{y} est la valeur moyenne des observations. Cette fonction varie de $-\infty$ à 1, plus N est élevé plus le modèle est performant. Le critère de Nash permet une comparaison rapide entre modèles différents calés sur des données différentes, ainsi que l'établissement de « niveaux de qualité » des modèles plus ou moins généraux. Crobeddu *et al.* (2007) considèrent qu'un modèle représente bien la réalité lorsque N est supérieur ou égal 0.7, cependant, la vérification visuelle de l'hydrogramme est toujours nécessaire car il est difficile de représenter toute sa variabilité avec un seul critère numérique (Michel *et al.*, 2006).

Les paramètres à caler peuvent varier d'une étude à l'autre en fonction des données disponibles pour leur estimation. La pratique courante est de caler les paramètres sur lesquels reposent des incertitudes plus importantes. Toutefois, le choix des paramètres doit être évalué avec soin pour identifier des rapports d'interdépendance entre eux, ce qui peut gêner leur optimisation par des méthodes automatiques (Mourad, 2005).

Finalement, la procédure à adopter dans le calage peut être manuelle, le classique essai/erreur, ou automatique. L'avantage principal de la première approche est sa nature simple et intuitive, cependant, elle restreint son application à un petit nombre de paramètres et à de petites quantités des données. Lorsque le modèle utilisé possède de nombreux paramètres et l'utilisateur est inexpérimenté, le calage automatique permet un ajustement rapide et efficace. Pourtant, cette méthode est aussi la cible de critiques, par exemple, le fait que l'utilisateur perd la sensibilité sur le fonctionnement du modèle et que calage devient une « boîte noire » (Tucci, 2005). De plus, Gaume *et al.* (1998) attirent l'attention sur le fait qu'une bonne correspondance entre données observées et simulées ne signifie pas forcément la réussite du calage, car les incertitudes dans les paramètres peuvent rester importantes.

Kanso (2002) et Beck (1987) font le point sur plusieurs algorithmes de calage automatique disponibles pour la modélisation hydrologique.

7.5. Modélisation du ruissellement dans le bassin versant Pampulha

Dans le cadre de la modélisation intégrée proposée dans cette thèse pour le lac de Pampulha et son bassin versant, la modélisation du ruissellement a été réalisée pour les deux sous-bassins versants principaux, ceux des cours d'eaux Ressaca et Sarandi qui représentent ensemble 70% de la surface totale du bassin. Les autres sous-bassins n'ont pas fait l'objet d'une modélisation hydrologique car à ce jour, des données de débit ou de niveau d'eau ne sont pas disponibles. Toutefois, prochainement le sous-bassin du cours d'eau Água Funda, le troisième le plus important en taille du bassin versant Pampulha, sera équipé d'une station de mesures hydrologiques dans le cadre d'un projet de recherche mené dans le département EHR de l'UFMG.

Le calage et la validation du modèle hydrologique ont été réalisés avec les données de niveau d'eau obtenues dans les stations RES17F et SAR18F (Figure 3.7). Pour la qualité de l'eau, les données ont été obtenues à partir de l'échantillonnage automatique décrit dans le paragraphe 3.2.7.3. Les variables à modéliser ont été choisies en fonction de leur impact sur la dynamique phytoplanctonique dans le milieu récepteur. De ce fait, les MES qui ont un effet important sur la turbidité de l'eau et les nutriments NH_4 , NO_3 et PO_4 , essentiels pour la croissance algale ont été sélectionnés. Malheureusement, très peu de données ont été obtenues pour le PO_4 et nous avons donc modélisé le P_{total} pour estimer les apports en phosphate.

7.5.1. Le modèle hydrologique adopté

Pour la modélisation de la quantité et la qualité du ruissellement urbain, le modèle retenu est le StormWater Management Model – SWMM 5.0 dont les caractéristiques remplissent les principaux critères de cette recherche : modèle déterministe à base physique et semi-spatialisé qui permet tant des simulations événementielles qu'en continu, adapté à la modélisation des bassins versants urbains et capable de simuler les nutriments. De plus, SWMM ainsi que son code source sont disponibles gratuitement et facilement intégrés à d'autres logiciels, et ce modèle a été largement appliqué en plusieurs bassins versants urbains dans le monde.

SWMM est un modèle dynamique de simulation de la transformation pluie-débit qui peut également estimer les sources diffuses de pollution associées au ruissellement urbain (Rossman, 2010). Ce modèle représente le bassin versant et son réseau d'assainissement sous la forme de trois objets : des sous-bassins versants, des nœuds et des conduites. La transformation pluie-débit se produit dans les sous-bassins versants par deux fonctions : la

fonction de production qui sépare les volumes destinés à l'interception, au stockage sur la surface du sous-bassin et à l'infiltration et, la fonction de transfert qui cherche à reproduire la propagation des écoulements sur la surface du sous-bassin et le débit à l'exutoire de celui-ci. Dans SWMM, le modélisateur a le choix parmi trois fonctions de production : le modèle de Green-Ampt, le modèle d'Horton et le modèle *Curve Number* du *Soil Conservation Service* (SCS). La propagation des écoulements sur la surface du sous-bassin est modélisée par l'approche des réservoirs non-linéaires.

Le débit à l'exutoire d'un sous-bassin versant peut être acheminé vers un autre sous-bassin versant ou vers un nœud qui est le point d'entrée du réseau d'assainissement. La solution numérique des équations de Barré de Saint-Venant, dont le niveau de complexité (onde dynamique ou cinématique) peut être choisi, permet de calculer l'écoulement dans les conduites et dans les canaux. Une troisième option plus simpliste est la considération d'un écoulement permanent.

Chaque sous-bassin est caractérisé par un coefficient d'imperméabilisation, une pente et une largeur. Sur la partie imperméable, SWMM permet de définir des valeurs des pertes initiales (*e.g.* pluie stockée dans les dépressions) et de la rugosité des surfaces, représentée par le coefficient de Manning. Les mêmes paramètres sont définis pour la partie perméable. De plus, le modèle du SCS que nous avons adopté pour le calcul de la pluie effective, requiert pour chaque sous-bassin un nombre spécifique, le *Curve Number* (CN), qui représente le type et le mode d'occupation du sol, et son état d'humidité initiale (McCuen, 1983). Le sol peut être classé en A, B, C ou D, en ordre décroissant de capacité d'infiltration et l'état d'humidité se divise en I (sec), II (intermédiaire) et III (saturé). Pour la modélisation en continu des bassins dont les taux d'imperméabilisation sont élevés, l'état d'humidité initiale joue un rôle secondaire. Concernant le mode d'occupation du sol, le CN prend des valeurs plus basses pour les usages qui entraînent une imperméabilisation moindre (zones boisées, maisons individuelles sur de grandes parcelles...) et des valeurs plus élevées pour les modes d'occupation qui imperméabilisent beaucoup (parking, routes...).

Dans le cas des simulations de la qualité du ruissellement, il est également nécessaire de préciser les usages du sol dans chaque sous-bassin versant. Pour chaque mode d'occupation du sol, l'utilisateur doit définir la fonction de calcul de l'accumulation des polluants sur les surfaces (équation exponentielle, de puissance, saturation ou série temporelle extérieure) et de

leur lessivage (équation exponentielle, courbes de tarage ou la concentration moyenne de l'évènement). Le nettoyage mécanique des rues peut être aussi paramétré dans le modèle.

Nous avons choisi les équations exponentielles pour simuler tant l'accumulation des polluants que leur lessivage. Dans le premier cas, il est nécessaire de déterminer le taux d'accumulation maximal du polluant par unité de surface, F_{accu} et le coefficient de disparition $disp$ (voir paragraphe 7.4.1). La formulation du lessivage par l'équation exponentielle demande la définition du coefficient de lessivage w et de l'exposant $washpo$ (voir paragraphe 7.4.2).

Enfin, pour les polluants, des informations telles que des apports ponctuels, s'ils existent, et la concentration du polluant dans la pluie, dans les eaux souterraines et dans le flux de base peuvent être rajoutées. Plus de détails sur le modèle SWMM sont présentées dans Huber (1992) et des exemples d'application y compris la simulation de la pollution diffuse dans le ruissellement dans Gironás *et al.* (2009).

7.5.2. La préparation des données pour utilisation dans le modèle

Les données utilisées dans la modélisation hydrologique que nous avons réalisée peuvent être classées en trois catégories : les données hydrologiques – pluie et débit ; les données non hydrologiques qui fournissent des informations sur la structure du modèle et sur la valeur de certains paramètres et les données de la qualité de l'eau.

Les données de pluie sont utilisées pour alimenter le modèle, tandis que les débits et les données de la qualité de l'eau sont employés pour le calage et la validation des modules quantitatif et qualitatif, respectivement, de SWMM. Le jeu de données hydrologiques et de qualité de l'eau a été obtenu lors du suivi mené sur le bassin versant du lac de Pampulha décrit dans le paragraphe 3.2.7. Pour obtenir les débits écoulés à partir des mesures du niveau d'eau effectuées par les stations automatiques, des campagnes ont été menées pour mesurer simultanément la vitesse avec un moulinet Flow Probe 1.0 (Global Water, EUA) et le niveau d'eau auprès des stations fluviométriques RES17F et SAR18F. En raison des vitesses d'écoulement élevées dans les canaux urbains en béton par temps de pluie et des risques dus à des corps flottants, la mesure avec le moulinet n'est pas possible pour les débits importants. De ce fait, lors de quelques évènements pluvieux, des flotteurs ont été utilisés pour estimer les vitesses superficielles, lesquelles ont été ajustées à la vitesse moyenne de la section par un facteur de correction (Roche, 1963). A partir des couples des données vitesse – niveau d'eau, le coefficient de rugosité de Manning-Strickler (n_{cond}) a été calculé avec l'équation de

Manning, sous l'hypothèse d'un écoulement en régime permanent uniforme. Des études ont montré que le coefficient de rugosité peut varier en fonction de la hauteur d'eau dans une section de conduite donnée (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2000). Pour tenir compte de cette variabilité, l'équation proposée par Bertrand-Krajewski *et al.*, (2000) a été utilisée dans la correction des coefficients de rugosité obtenus à partir des résultats des campagnes (Équation 7.6). Selon les auteurs, lorsqu'on tient compte de la variation du coefficient de rugosité en fonction de la hauteur d'eau, les débits obtenus sont inférieurs. A titre d'illustration, les niveaux d'eau de la station SAR18F mesurés entre début novembre 2012 et fin janvier 2013 ont été utilisés pour vérifier les effets engendrés par l'application de l'Équation 7.6. La Figure 7.2.a montre les courbes pour la section du canal étudié avant et après l'application de l'équation : à partir d'environ 90 m³.s⁻¹, soit 1.9 m de hauteur, les débits corrigés sont inférieurs, l'effet principal de l'Équation 7.6 est de réduire les débits de pointe (Figure 7.2.b).

Équation 7.6 :

$$n_{cond} = n_{cond_{demi\ section}} \left[a + b \times \left(\frac{h}{D_c} \right) + c \times \left(\frac{h}{D_c} \right)^{5/2} + d \times \left(\frac{h}{D_c} \right)^3 + e \times \left(\frac{h}{D_c} \right)^{1/2} \right]$$

Où n_{cond} est le coefficient de rugosité corrigé, $n_{cond_{demi\ section}}$ est le coefficient de rugosité obtenu à mi- section, h est la hauteur d'eau normale (m), D_c est la hauteur/diamètre de la conduite (m) et a , b , c , d et e équivalent respectivement à 1.25102, 1.17666, -0.885467, 0.818353, -1.11029.

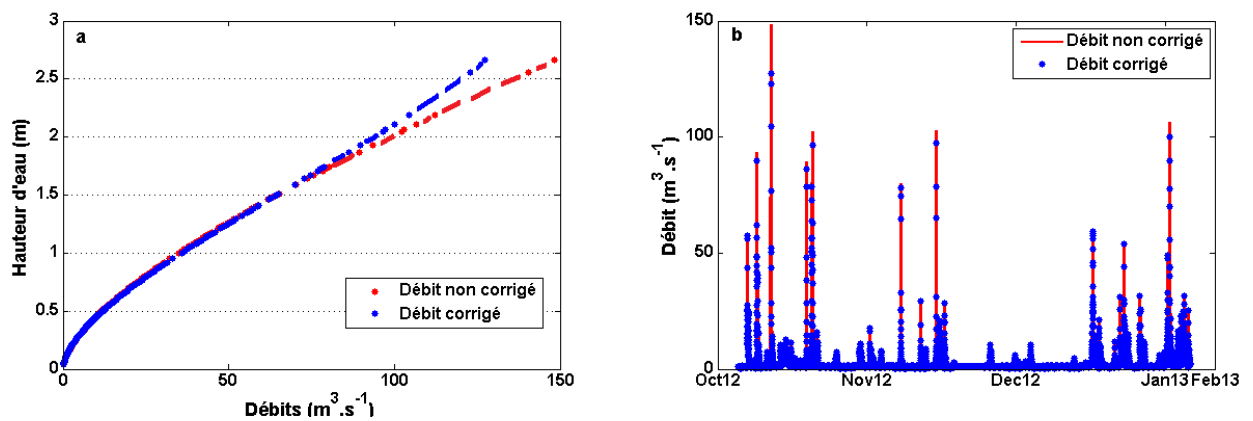


Figure 7.2 : a – Courbe de tarage de la station SAR18F avant (en rouge) et après l'application (en bleu) de l'équation proposée par Bertrand-Krajewski (2000). b – Débits calculés avec le coefficient de rugosité corrigé et non corrigé entre novembre 2012 et janvier 2013.

Les données non hydrologiques sont très hétérogènes et peuvent inclure des orthophotographies et des images satellitaires, des bases des données urbaines, des cartes topographiques et des enregistrements des caractéristiques des réseaux d'assainissement. Une modélisation préliminaire du bassin versant du lac de Pampulha (Bonnary, 2011) a déjà été réalisée. Après vérification, le découpage utilisé pour les sous-bassins (60 sous-bassins versants) ainsi que leur pente ont été gardés et les caractéristiques du réseau (propriétés des conduites et canaux) ont été corrigées et mises à jour lorsque nécessaire. Les largeurs des sous-bassins, les coefficients de Manning des surfaces perméables et imperméables et les coefficients des pertes initiales ont été objet d'un calage décrit dans le paragraphe 0. Les pourcentages imperméables ont été redéfinis à partir des modes d'occupation du sol comme décrit ci-dessous.

Les images satellitaires des sous-bassins versants Ressaca et Sarandi du 12 février 2013 (Google Earth, version libre 7.1.1.18888) et des informations recueillies lors des visites de terrain ont été utilisées pour vectoriser ces images et classer le site d'étude selon 8 catégories de mode d'occupation du sol : espaces verts, habitat individuel, collectif et informel, routes, industriel, commercial et espaces urbains ouverts/sol exposé (voir Figure 7.3). Ces données ont été traitées et analysées à l'aide du logiciel ArcGis (version 10.1) de façon à obtenir la surface associée à chaque mode d'occupation du sol dans chaque sous-bassin. A partir des résultats rapportés dans la littérature et des connaissances acquises sur le bassin versant, un CN et un pourcentage imperméable a été attribué à chaque usage du sol, en se basant sur un sol type B (Ramos, 1999) et sur l'état d'humidité initial intermédiaire. Les valeurs adoptées sont présentées dans le Tableau 7.4. Le CN ou le pourcentage imperméable d'un sous-bassin donné a été obtenu par la moyenne des CN attribués aux usages du sol pondérée en fonction de leurs surfaces correspondantes dans ce sous-bassin (Équation 7.7).

Équation 7.7 :

$$Par_i = \frac{\sum_{j=1}^n Par_j \times S_{i,j}}{Stotal_i}$$

Où Par_i est le paramètre (CN ou pourcentage imperméable), à estimer pour le sous-bassin versant i , S est la surface du sous-bassin versant i associée à chaque usage du sol j , Par_j est la valeur du paramètre (CN ou pourcentage imperméable) attribuée à un certain usage du sol j (Tableau 7.4) et $Stotal_i$ est la surface total du sous-bassin i .

Tableau 7.4 : Valeurs de CN et pourcentages imperméables attribuées à chaque usage du sol

Usage du sol	CN ¹	% Imperméable	Référence
Espaces verts	55	0	Stankowski (1972)
Habitat individuel	75	60	Cooper (1996) cité par Brabec <i>et al.</i> (2002)
Habitat collectif	85	80	Taylor (1993)
Habitat informel	75	60	-
Routes	98	100	Cooper (1996) et Taylor (1993)
Industriel	88	72	USDA (1968)
Commercial	92	85	Griffin <i>et al.</i> (1980)
Espaces ouverts/sol exposé	69	0	Griffin <i>et al.</i> (1980)

¹Valeurs de CN pour un sol type B selon Tucci (2012)

La concentration des polluants dans les débits de temps sec a été déterminée à partir des résultats des campagnes menées par temps sec. Une valeur moyenne a été calculée pour chaque polluant, ainsi que l'écart type des mesures utilisées dans le calcul (Tableau 7.5). Les résultats obtenus permettent de constater que la concentration des polluants dans les débits de temps sec peut être très variable. Une des raisons de cette variabilité peut être les apports des eaux usées ménagères qui varient au cours de la journée et des jours de la semaine.

Tableau 7.5 : Concentration des polluants dans le débit de temps sec

Polluant	MES (mg. L ⁻¹)	NH4 (mg. L ⁻¹)	NO3 (mg. L ⁻¹)	Ptotal (mg. L ⁻¹)
Valeur moyenne	25.8	5.7	3.04	1.05
Ecart type	21.5	2.9	2.32	1.14

7.5.3. Calage et validation du modèle

Le modèle hydrologique a été calé en suivant la procédure adoptée par Pettruci (2012) : un calage automatique avec un algorithme génétique a été utilisé pour ajuster les paramètres.

Les algorithmes génétiques sont une technique assez classique dans le calage des modèles hydrologiques (*e.g.* Franchini *et al.*, 1998 ; Nicklow *et al.*, 2010 ; Savic et Khu, 2005 ; Siriwardene et Perera, 2006). Ils modifient à plusieurs reprises une population composée par

des individus, où chacun d'entre eux représente un jeu de paramètres, jusqu'à ce qu'une condition limite soit atteinte.

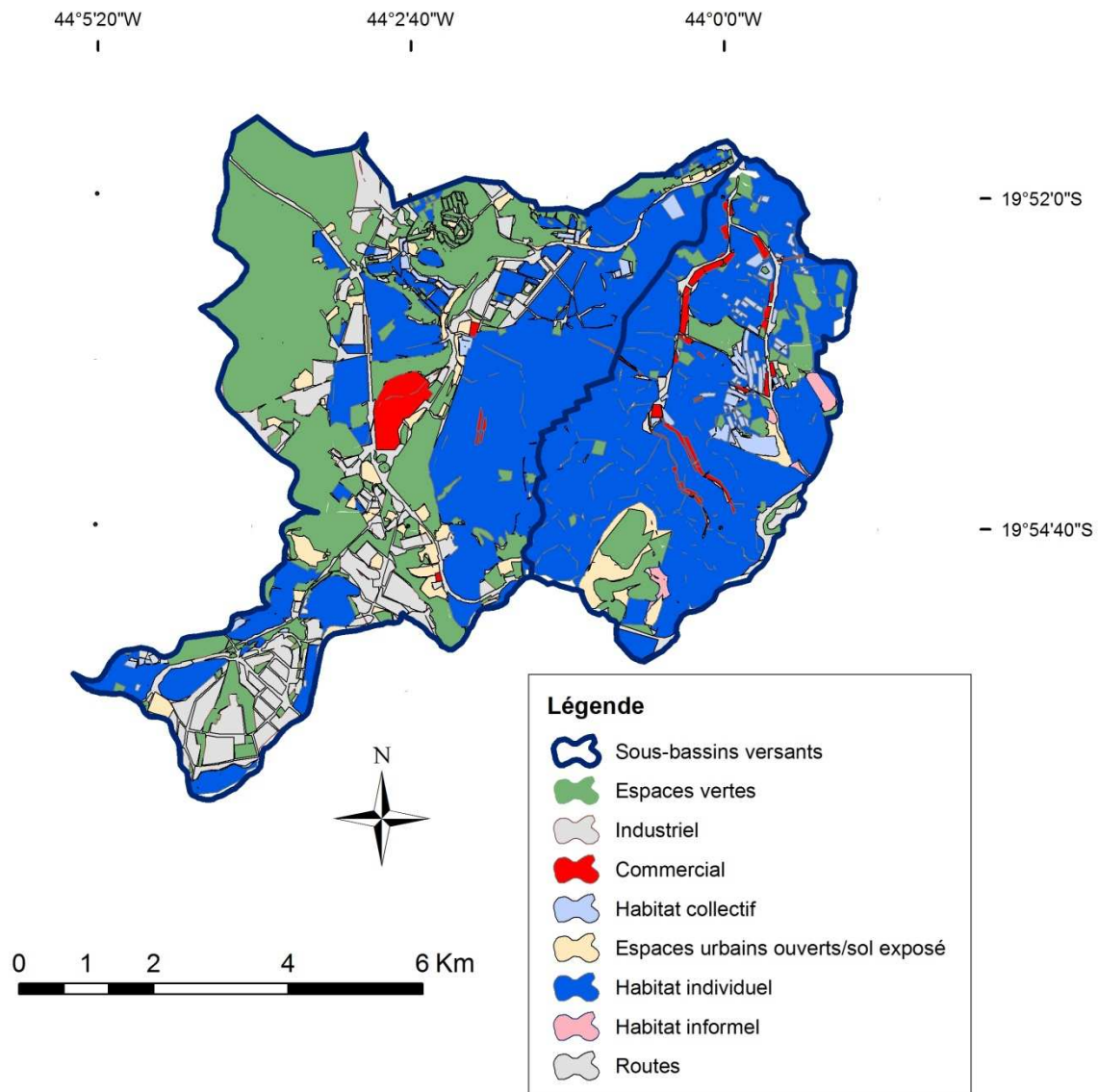


Figure 7.3 : Modes d'occupation du sol définis pour les sous-bassins versant Ressaça et Sarandi.

A chaque itération, l'algorithme évalue la *fonction-objectif* pour chaque individu de la population. Pour créer la nouvelle génération, trois procédures peuvent être suivies : la maintenance de certains individus (les mieux adaptés) ; le croisement de deux individus, pour la formation d'un nouvel individu et la mutation où un nouveau individu garde seulement une partie de ses caractéristiques originales. Cette dernière procédure assure la convergence de l'algorithme vers une solution optimale globale et non locale. Au cours des générations successives, la population évolue vers une solution considérée sous-optimale car l'algorithme

ne peut pas déterminer l'optimum. Comme dans le travail de Petrucci (2012), le caractère sous-optimal de l'algorithme génétique n'est pas un problème majeur pour nous, si le modèle reproduit bien le comportement réel du bassin versant et que ceci puisse être vérifié lors de sa validation.

L'algorithme génétique peut être appliqué lorsque des algorithmes standards d'optimisation ne sont pas recommandés, par exemple, lorsque la *fonction-objectif* est discontinue, non différentiable ou fortement non linéaire. Cette méthode diffère des algorithmes standards d'une part parce qu'à chaque itération une population avec de nombreuses solutions apparaît et non une solution unique et, d'autre part parce que la génération à l'itération suivante est choisie aléatoirement et non par des calculs déterministes (Davis, 1981).

Pour le calage automatique, le code de SWMM a été intégré au logiciel de calcul Matlab (The MathWorks®, version 2006a) où l'algorithme génétique pour l'optimisation était déjà programmé. Les fonctions d'interface de SWMM sont utilisées pour modifier directement les paramètres du modèle, lancer les simulations et en récupérer les résultats comme schématisé dans la Figure 7.4.

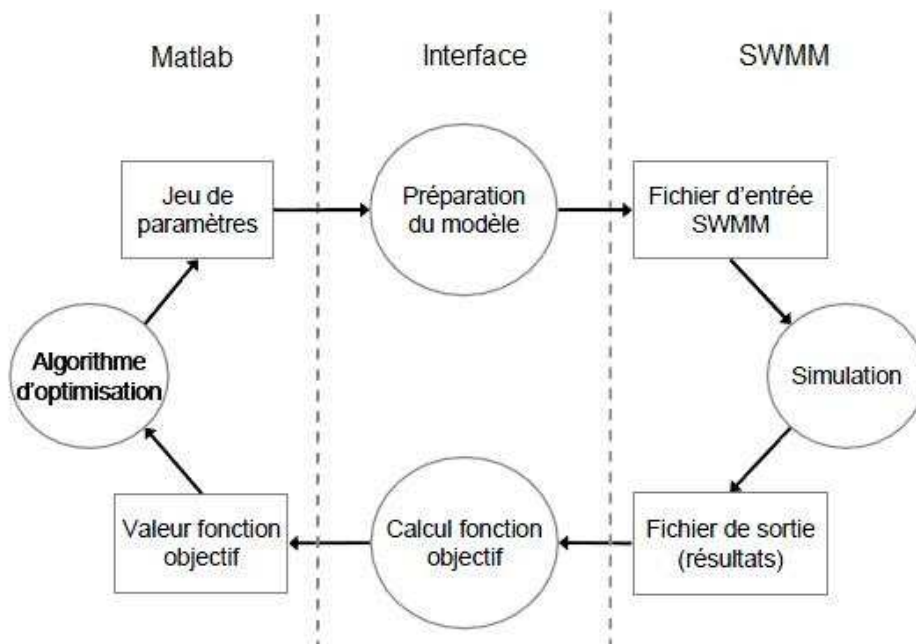


Figure 7.4 : Schéma d'intégration entre Matlab et SWMM pour le calage de ce dernier (Petrucci, 2012)

Le calage a d'abord été mené pour les débits (simulation quantitative) et ensuite pour les polluants (simulation de la qualité). Pour la simulation du débit, les paramètres suivants, dotés

d'un degré élevé de difficulté et d'incertitude dans leur détermination ont été choisis pour le calage : le coefficient de rugosité des conduites (n_{cond}), le coefficient de rugosité des surfaces perméables (n_{perm}) et imperméables (n_{imp}), le coefficient de stockage dans les dépressions du sol des surfaces perméables (s_{perm}) et imperméables (s_{imp}), le temps nécessaire pour évaporer l'eau d'un sol complètement saturé (d_{time}) et les largeurs caractéristiques pour le ruissellement dans chaque sous-bassin (l). Les valeurs de ces paramètres ont été ajustées en suivant l'approche décrite ci-dessus. L'intervalle de calage de chaque paramètre (voir Tableau 7.6) a été défini selon (Rossman, 2010). A l'exception de la largeur l des sous-bassins, dont une valeur a été calée pour chaque sous-bassin, des valeurs moyennes représentatives du bassin versant ont été obtenues pour les autres paramètres.

Tableau 7.6 : Intervalle de variation des paramètres utilisés dans le calage du modèle SWMM

Paramètre	Intervalle de variation	Unité	Valeur attribuée	
			Ressaca	Sarandi
n_{cond}	0,011 – 0,022	-	0,012	0,022
d_{time}	0,5 – 5,0	Jours	6,84	0,560
n_{imp}	0,011 – 0,024	-	0,011	0,011
n_{perm}	0,05 – 0,80	-	0,012	0,054
s_{imp}	1,27 – 2,54	mm	0,415	1,218
S_{perm}	2,54 – 7,62	mm	0,168	2,820
w (moyen)	40 - 1500	m	840	1135

Les couples de données pluie-débit mesurées par les stations automatiques sont disponibles sur deux saisons pluvieuses, 2011 – 2012 et 2012 – 2013 (voir Tableau 3.8). La première période présente un nombre plus petit de données manquantes par rapport à la deuxième. De ce fait, les données de la saison 2011 – 2012 ont été utilisées pour le calage et ceux de la saison 2012 – 2013 pour valider le modèle. L'accord entre les hydrogrammes mesurés et simulés a été évalué à l'aide du critère de Nash-Sutcliffe (ci-après critère de Nash). Les périodes de calage et de validation du débit produit dans les sous-bassins versants Ressaca et Sarandi sont montrés dans le Tableau 7.7. Le début et la fin des simulations ne sont pas

toujours identiques pour les deux sous-bassins car des défaillances techniques ont eu lieu en différents moments sur chaque station fluviométrique.

Tableau 7.7 : Périodes de calage et validation de SWMM sur les sous-bassins versants Ressaca et Sarandi

Sous-bassin	Calage			Validation		
	Début	Fin	Précipitation	Début	Fin	Précipitation
Ressaca	29/01/12	30/06/12	464 mm	01/07/12	04/06/13	1197 mm
Sarandi	18/11/11	30/06/12	1689 mm	01/07/12	15/02/13	802 mm

Pour la simulation de la qualité de l'eau des RUTPs, ce sont les paramètres des équations d'accumulation (F_{accu} et $disp$) et de lessivage des polluants (w et $washpo$) qui ont été calés. Ainsi, pour chaque mode d'occupation du sol et chaque polluant, il est nécessaire de caler ces paramètres, dont l'intervalle de variation a été obtenu à partir de la littérature et par des ajustements suite aux premières simulations de calage (voir Tableau 7.8). Pour chaque polluant, 1 200 simulations ont été effectuées, en adoptant la valeur 50 pour la taille des populations.

Dans un premier temps, deux modes d'occupation du sol ont été attribués à chaque sous-bassin : un usage urbain qui regroupe les catégories résidentielles, commerciale, industrielle et routes, et un usage non urbain composé par les espaces verts et ouverts. Suite au premier essai d'ajustement des valeurs des paramètres, des changements se sont avérés nécessaires en vue des difficultés présentées lors du calage. Ceci sera discuté plus en détails dans le paragraphe 7.5.3. Pour le calage du module de qualité des eaux, les événements du 28/02, 15/03 et 08/04 de l'année 2013 ont été sélectionnés car leurs intensités couvrent la gamme rencontrée lors du suivi événementiel (Tableau 3.11). Les trois autres épisodes pluvieux échantillonnés ont été utilisés dans la validation du modèle. Le RMSE a été pris comme *fonction-objectif* pour évaluer l'ajustement entre les pollutogrammes mesurés et simulés.

7.5.1. Le ruissellement superficiel simulé

Les hydrogrammes observés et simulés sont présentés sur la Figure 7.5. Les résultats de la modélisation ont aussi été tracés contre les débits mesurés sur la Figure 7.6. Cette figure montre également une droite de régression (ligne noire continue) entre les débits mesurés et

simulés, ainsi que la droite 1:1 (ligne noire pointillée) qui correspond à l'ajustement parfait entre le modèle et les mesures.

Tableau 7.8 : Intervalle de variation des paramètres utilisés dans le calage du modèle SWMM

Paramètre	Intervalle de variation	Unité	*Valeur attribuée
<i>F_{accu} MES</i>	10 – 200	Kg. ha ⁻¹	196
<i>disp MES</i>	0 – 0.8	jours ⁻¹	0.77
<i>F_{accu} NH4</i>	0 – 2	Kg. ha ⁻¹	0
<i>disp NH4</i>	0 – 0.01	jours ⁻¹	0
<i>F_{accu} NO3</i>	0 – 6	Kg. ha ⁻¹	5.95
<i>disp NO3</i>	0 – 0.2	jours ⁻¹	0.19
<i>F_{accu} Ptotal</i>	0 – 10	Kg. ha ⁻¹	0.78
<i>disp Ptotal</i>	0 – 0.2	jours ⁻¹	0.19
<i>w MES</i>	0 – 0.5	mm ⁻¹	0.02
<i>washpo MES</i> (moyen)	0 – 2.5	-	1.38
<i>w NH4</i>	0 – 0.01	mm ⁻¹	0
<i>washpo NH4</i>	0 – 2	-	0
<i>w NO3</i>	0 – 0.3	mm ⁻¹	0.005
<i>washpo NO3</i> (moyen)	0 – 2	-	0.93
<i>w Ptotal</i>	0 – 0.1	mm ⁻¹	0.02
<i>washpo Ptotal</i> (moyen)	0 – 2	-	1.08

*Essai de calage n° 3 (voir paragraphe 7.5.3)

Dans la simulation du sous-bassin Ressaca, les valeurs de 0.70 et 0.72 (Tableau 7.9) ont été obtenues pour le coefficient de Nash-Sutcliffe, respectivement dans les étapes de calage et validation. La droite de régression coïncide avec la droite 1:1 (Figure 7.6.a), toutefois, environ 30% de la variabilité des données mesurées n'est pas expliquée par le modèle. SWMM est plus performant sur le sous-bassin Sarandi, le coefficient de Nash prend les valeurs de 0.88 (calage) et 0.78 (validation).

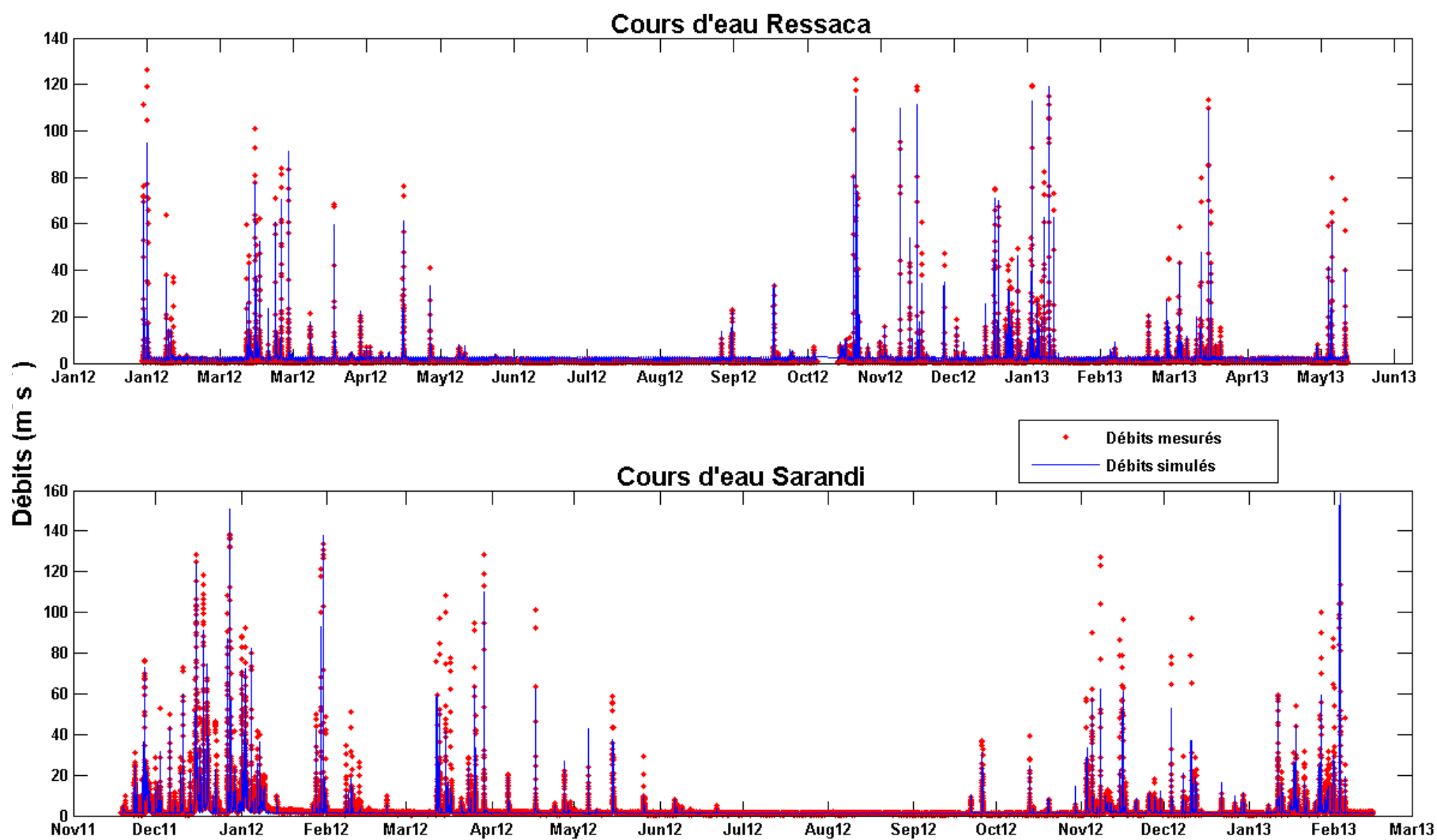


Figure 7.5 : Hydrogramme observé et simulé du ruissellement superficiel sur les sous-bassins Ressaca e Sarandi

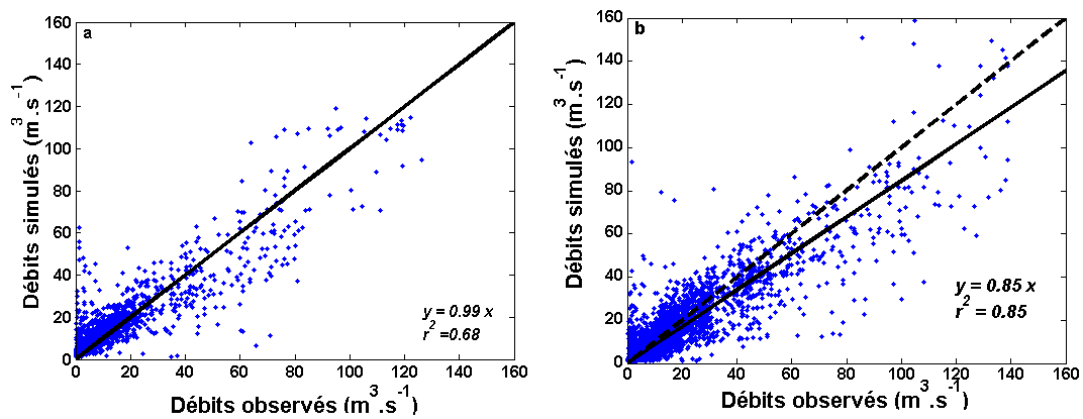


Figure 7.6 : Débits observés et débits simulés dans le sous-bassin Ressaca (a) et Sarandi (b).

La régression linéaire (Figure 7.6.b) indique que dans la plupart des cas, le modèle a une tendance à sous-estimer les débits mesurés lorsque ceux-ci sont plus importants. Pour examiner plus en détails les erreurs commises par le modèle, les écarts entre les débits observés et simulés dans chaque sous-bassin sont tracés sur la Figure 7.7.

La Figure 7.7.a montre que le modèle du sous-bassin Ressaca a une tendance à surestimer les débits en dessous de $20 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ et pour ceux qui sont au-dessus, le modèle les sous-estime assez souvent. Globalement, plus les débits sont élevés, plus les écarts sont importants, toutefois, il y a quelques cas où des erreurs de l'ordre de $50 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ se produisent pour des débits d'environ $10 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. L'écart moyen, soit la moyenne des différences entre les débits observés et simulés, est de $-1.40 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. La Figure 7.7.b montre que pour la plupart des débits mesurés dans le sous-bassin Sarandi, le modèle fournit des valeurs inférieures, ce qui a été aussi vérifié sur la Figure 7.6.b. Les écarts sont compris entre -50 et $80 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ (sauf pour quelques cas isolés) et l'écart moyen est de $0.013 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$.

Pour mieux vérifier les écarts entre les débits observés et simulés, les hydrogrammes des événements où les écarts les plus importants se sont produits ont été tracés sur les Figure 7.8.a et c pour Ressaca et les Figure 7.8.b et d pour Sarandi. L'évènement du 31 janvier 2012 sur le sous-bassin Ressaca constitue un épisode où le modèle sous-estime l'intensité de la pluie. Pour les trois événements, la hauteur du pic de débit est bien simulée mais un décalage temporel apparaît entre les hydrogrammes observés et simulés. Pour l'utilisation à laquelle les résultats du modèle hydrologique sont destinés, la modélisation couplée avec le modèle du lac, le type d'erreur commise par le modèle dans l'évènement de la Figure 7.8.a importe plus que le décalage temporel des hydrogrammes, car le modèle du lac aura besoin des volumes journaliers en entrée.

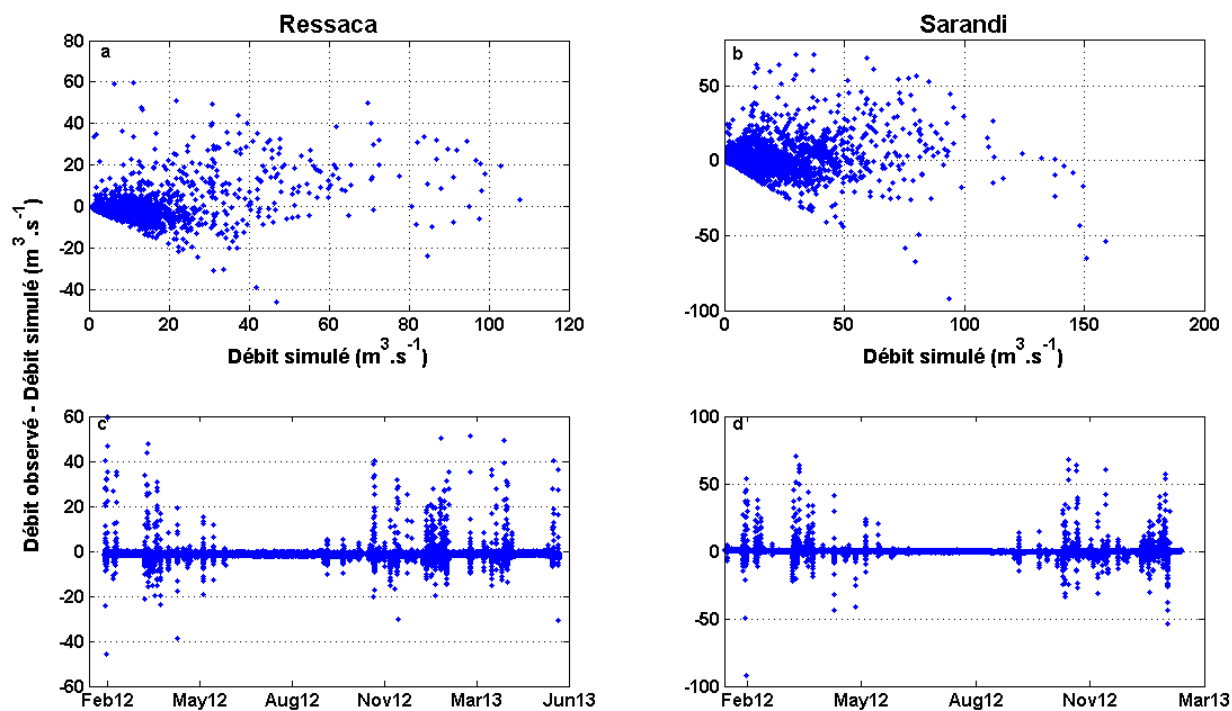


Figure 7.7 : Ecart entre les débits observés et simulés dans le sous-bassin Ressaca (a et c) e Sarandi (b et d).

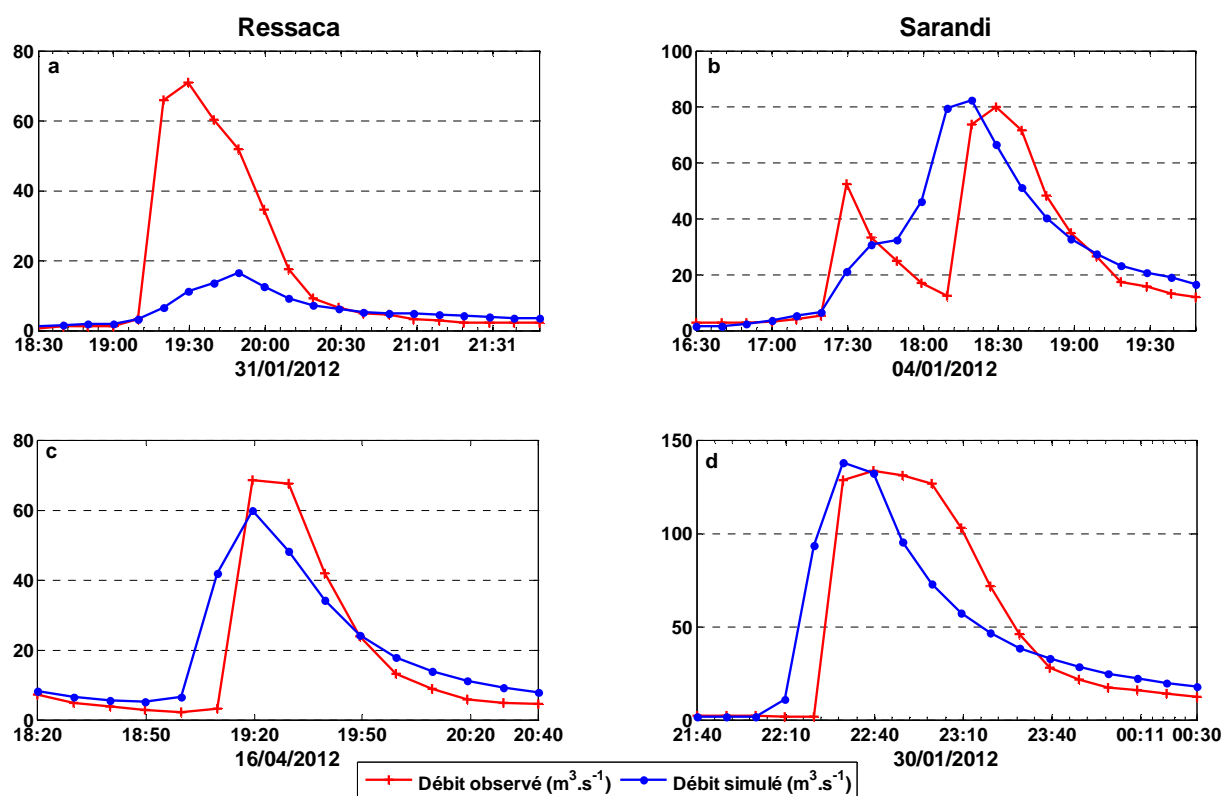


Figure 7.8 : Hydrogrammes avec des écarts importants entre les débits observés et simulés dans le sous-bassin Ressaca (a et c) e Sarandi (b et d).

De ce fait, le rapport du volume, RV (Équation 7.8) et le rapport des débits de pointe, RQ_p (Équation 7.9) utilisés par Nascimento (1995) ont été calculés pour fournir d'autres indices de la qualité des modèles optimisés pour les sous-bassins Ressaca et Sarandi. Ces rapports ont été calculés par temps de pluie et les résultats sont montrés dans le Tableau 7.9.

Équation 7.8

$$RV = 100. \frac{\sum_{t=1}^n Q_t^{calc}}{\sum_{t=1}^n Q_t^{obs}}$$

Équation 7.9

$$RQ_p = 100. \frac{\sum_{p=1}^m Q_p^{calc}}{\sum_{p=1}^m Q_p^{obs}}$$

Où Q_t^{calc} et Q_t^{obs} sont, respectivement, les débits simulés et observés à l'instant t et n est le nombre de pas de temps de la série. Q_p^{calc} et Q_p^{obs} sont les débits de pointe, respectivement, des séries simulées et observées.

Tableau 7.9 : Performance du modèle hydrologique (quantité) sur les sous-bassins versants Ressaca et Sarandi

Sous-bassin	RV	RQ_p	Nash calage	Nash validation
Ressaca	108%	76%	0.70	0.72
Sarandi	99%	64%	0.88	0.78

Le RV calculé pour Ressaca indique que le volume simulé est, en moyenne, 8% supérieur au volume observé. Les débits de pointe simulés, au contraire, sont à peu près 25% inférieurs par rapport aux débits de pointe mesurés. Cette sous-estimation des débits de pointe est plus importante dans le sous-bassin Sarandi, où les débits de pointe simulés sont environ 36% plus petits. Le RV dans ce sous-bassin, montre que globalement, les volumes simulés et observés sont proches.

Si les valeurs obtenues pour les RQ_p laissent à désirer, les résultats pour le RV sur les deux sous-bassins sont très satisfaisants. En outre, les valeurs obtenues pour le coefficient de Nash

indiquent un bon accord entre les résultats du modèle et les mesures et, la comparaison des hydrogrammes observés et simulés (Figure 7.5) montre que le modèle est capable de bien reproduire les moments de début et de fin des crues dans les cours d'eau, ainsi que le temps de pic. En ce qui concerne l'estimation des débits de pointe, tant pour le cours d'eau Ressaca comme pour le Sarandi, il y a des épisodes de surestimation et sous-estimation où le modèle échoue à prédire la valeur des débits (Figure 7.6). Il faut noter néanmoins que l'écart entre les débits simulés et observés peut provenir en partie des incertitudes qui reposent sur ces derniers.

De fait, malgré les procédures qui ont été mises en place pour réduire les erreurs lors de la transformation des données de niveau d'eau en débit, des incertitudes restent toujours présentes, surtout, dans le cas des niveaux d'eau plus élevés que ceux mesurés lors des campagnes pour estimer la vitesse et le débit des cours d'eau. En plus des incertitudes liées aux mesures, les paramètres peuvent aussi en être une source importante. La mauvaise représentativité des données utilisées pour le calage des paramètres transfèrent à ceux-ci leurs limitations. De plus, les valeurs obtenues pour les paramètres optimisés dépendent de la *fonction-objectif* et de la procédure de calage choisie par le modélisateur.

Dans l'optimisation avec les algorithmes génétiques, plusieurs jeux de paramètres peuvent amener à une même valeur optimale pour la *fonction-objectif*. La performance du modèle peut varier à peine légèrement lorsque ces jeux de paramètres sont appliqués, toutefois, des différences importantes peuvent exister dans leurs valeurs. Dans quelques études, les paramètres optimisés sont calculés à partir de la valeur moyenne obtenue sur un certain nombre de jeux de paramètres optimaux (Siriwardene et Perera, 2006).

Petrucci (2012), s'est basé sur cette caractéristique des algorithmes génétiques pour tester la robustesse du calage de son modèle hydrologique : les dix jeux de paramètres qui ont amené aux meilleures performances du modèle ont été utilisés dans des modèles dits « alternatifs » et ensuite, les débits obtenus sur chacun de ces modèles ont été comparés à l'aide des courbes des débits classés. Cette procédure a été mise en place ici pour la période de validation sur les sous-bassins Ressaca (Figure 7.9) et Sarandi (Figure 7.10).

Les Figures 7.9 et 7.10 montrent que pour des fréquences de dépassement supérieures à 1%, les courbes de débits classés coïncident à peu près pour les 10 modèles du sous-bassin Ressaca. Pour les débits plus importants (et moins fréquents) la variation entre les réponses des modèles est plus élevée, cependant, elle reste à l'intérieur de la fourchette de $\pm 15\%$ de la

valeur moyenne. Pour le modèle du sous-bassin Sarandi, la différence entre les débits simulés alternativement est encore plus petite, inférieure à 5% de leur valeur moyenne. D'après les résultats trouvés dans la littérature, l'incertitude liée à l'obtention des mesures hydrologiques (pluie et débit) est souvent de l'ordre de 15% à 17% (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2000). De ce fait, il est acceptable de considérer que les modèles optimisés pour les sous-bassins Ressaca et Sarandi sont suffisamment robustes pour notre application.

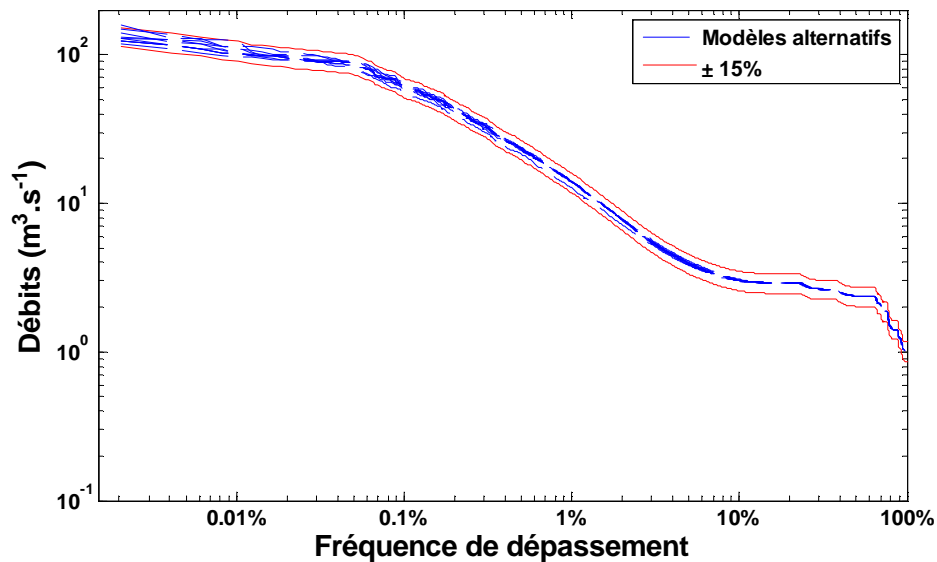


Figure 7.9 : Débits simulés par 10 modèles « alternatifs » dans le sous-bassin Ressaca. Les lignes rouges représentent les débits moyens obtenus par ces modèles $\pm 15\%$.

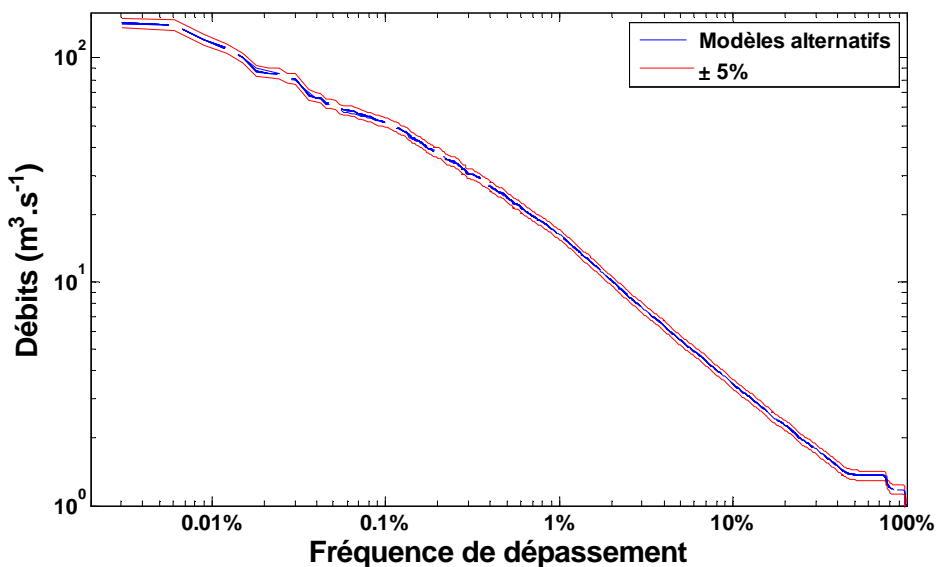


Figure 7.10 : Débits simulés par 10 modèles « alternatifs » dans le sous-bassin Sarandi. Les lignes rouges représentent les débits moyens obtenus par ces modèles $\pm 5\%$.

7.5.2. Considérations sur la qualité de l'eau du ruissellement sur le bassin versant Pampulha

Les statistiques descriptives des mesures obtenues lors des suivis évènementiel et sur la journée du 18 juin 2013 par temps sec (paragraphe 3.2.7.3) sont résumées dans les tableaux 7.10 et 7.11. Ces tableaux montrent que la plupart des polluants ont une variation plus importante dans leur concentration par temps de pluie (à l'exception de la matière particulaire minérale (MMP), NO₃, des sulfures, SO₄ et N_{total}) qu'au cours d'une journée de temps sec. En outre, les concentrations les plus importantes sont atteintes par temps de pluie, sauf pour le Cl⁻, NO₃, SO₄ et le carbone inorganique (IC).

Tableau 7.10 : Statistiques descriptives des paramètres échantillonnés lors des campagnes évènementielles

	Unité	N	Moyenne	Ecart type	Coef. variation	Max	Min
Conductivité	mS cm ⁻¹	60	0.29	0.10	0.34	0.47	0.08
Turbidité	NTU	59	174.55	130.61	0.75	467.50	9.91
MES	mg.L ⁻¹	60	290.36	290.40	1.00	1319.50	3.67
MMP	mg.L ⁻¹	60	173.48	176.74	1.02	694.00	0.00
NH₄	mg.L ⁻¹	60	4.43	3.13	0.71	14.11	0.34
NTK	mg.L ⁻¹	60	6.38	3.76	0.59	16.13	1.01
P_{total}	mg.L ⁻¹	60	0.76	0.68	0.90	3.90	0.06
FI⁻	mg.L ⁻¹	48	0.33	0.10	0.29	0.56	0.19
Cl⁻	mg.L ⁻¹	59	12.65	9.12	0.72	38.90	0.88
NO₂	mg.L ⁻¹	28	0.97	0.28	0.29	1.54	0.64
NO₃	mg.L ⁻¹	56	1.97	1.10	0.56	4.60	0.79
SO₄	mg.L ⁻¹	48	11.83	4.14	0.35	22.23	5.70
TOC	mg.L ⁻¹	60	13.83	7.43	0.54	33.83	4.48
TC	mg.L ⁻¹	60	18.72	10.45	0.56	42.48	4.83
IC	mg.L ⁻¹	60	4.80	3.91	0.81	14.16	0.15
TN	mg.L ⁻¹	52	6.91	4.49	0.65	24.80	2.08

Ceux sont des indications de l'effet du ruissellement superficiel sur la concentration de ces composés dans les cours d'eau par temps de pluie, et donc, sur leur apport dans le lac de Pampulha. La corrélation entre les variables modélisées entre eux et avec les autres a été

vérifiée et celles qui se sont montrées significatives ($\alpha < 0.001$) sont listées dans le Tableau 7.12. La corrélation significative entre l'ammonium, la conductivité et Cl^- (souvent associé aux rejets d'eaux usées), ajoutée au fait que leurs concentrations moyennes par temps de pluie sont plus faibles que par temps sec (Tableaux 7.10 et 7.11) indique une contamination par des eaux usées des cours d'eau Ressaca et Sarandi. Le ruissellement urbain constitue probablement une source moindre d'ammonium par rapport aux eaux usées rejetées dans les cours d'eau. De ce fait, les débits de temps de pluie ont un effet de dilution des concentrations en ammonium. Le NH_4 est aussi corrélé significativement avec NTK, TOC, TC et NT. La concentration en matières en suspensions est corrélée à la turbidité. Le phosphore n'a qu'une faible corrélation avec les MES et le nitrate est négativement corrélé à la conductivité et à l'ammonium.

Tableau 7.11 : Statistiques descriptives des paramètres échantillonnés par temps sec le 18 juin 2013

	Unité	N	Moyenne	Ecart type	Coef. variation	Max	Min
Conductivité	mS cm ⁻¹	23	0.36	0.05	0.13	0.43	0.25
Turbidité	NTU	23	34.71	14.47	0.42	90	12.8
MES	mg.L ⁻¹	12	56.28	30.74	0.55	148	32.67
MMP	mg.L ⁻¹	12	13.5	16.83	1.25	65.67	3.67
NH4	mg.L ⁻¹	12	8.01	2.24	0.28	12.43	4.37
NTK	mg.L ⁻¹	12	5.88	2.26	0.38	9.74	1.34
PT	mg.L ⁻¹	12	0.58	0.17	0.29	0.82	0.36
FI⁻	mg.L ⁻¹	12	0.41	0.04	0.09	0.47	0.34
Cl⁻	mg.L ⁻¹	12	38.85	9.64	0.25	55.92	21.34
NO2	mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-
NO3	mg.L ⁻¹	12	6.37	17.1	2.69	60.66	0.84
SO4	mg.L ⁻¹	12	17.44	5.51	0.32	26.23	10.34
TOC	mg.L ⁻¹	12	3.71	0.22	0.06	4.03	3.35
TC	mg.L ⁻¹	12	9.23	0.54	0.06	10.27	8.02
IC	mg.L ⁻¹	12	13.51	2.66	0.2	17.19	9.6
TN	mg.L ⁻¹	12	4.28	2.74	0.64	7.84	0.58

Les débits simulés par les modèles des sous-bassins Ressaca et Sarandi ont été utilisés pour calculer les flux polluants et la concentration moyenne de l'évènement (EMC) des variables

modélisées (Tableau 7.13). Les niveaux d'eau mesurés par les stations n'ont pas pu être utilisés parce que pendant la période d'échantillonnage automatique (du 28 février au 23 mai 2013), la station Sar18F était en panne. L'évènement du 28/02 ($i = 1.53 \text{ mm.h}^{-1}$, jours secs précédents = 0) présente les apports les plus petits en MES, NO_3 et P_{total} . Les apports les plus élevés de ces polluants sont mesurés lors de l'évènement du 8/4/2013 ($i = 22.2 \text{ mm.h}^{-1}$, jours secs précédents = 3), dont l'intensité est la plus importante parmi les épisodes pluvieux échantillonnés.

Tableau 7.12 : Corrélations $r(p)$ entre MES, NH_4 , NO_3 , P_{total}

	MES	MES fixes	Turb.	Cond.	NTK	Cl	NO_3	FI	TOC	TC	TN
MES	-	0.95 (10^{-9})	0.75 (10^{-10})	-	-	-	-	-	-	-	-
NH4	-	-	-	0.80 (10^{-13})	0.84 (10^{-16})	0.77 (10^{-9})	-0.68 (10^{-6})	0.56 (10^{-6})	0.80 (10^{-13})	0.77 (10^{-13})	0.72 (10^{-7})
Ptotal	0.43 (10^{-3})	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO3	-	-	-	-0.60 (10^{-7})	-	-0.55 (10^{-3})	-	-	-	-	-

Tableau 7.13 : Charge en polluants et concentrations moyennes (EMC) lors des évènements pluvieux échantillonnés

Date (2013)	MES		NH4		NO3		Ptotal	
	Charge (kg)	EMC (mg.L^{-1})	Charge (kg)	EMC (mg.L^{-1})	Charge (kg)	EMC (mg.L^{-1})	Charge (kg)	EMC (mg.L^{-1})
28/02	2 812	28.9	399	4.1	180	1.85	18	0.18
15/03	69 089	337.1	339	1.65	590	2.88	230	1.12
27/03	3 161	31.1	238	2.34	221	2.17	71	0.69
08/04	341 220	469.9	645	0.89	1 934	2.66	572	0.79
22/05	21 444	201.8	622	5.85	181	1.7	21	0.19
23/05	133 782	68.8	1 272	6.25	107	0.34	55	0.54

L'ammonium présente un comportement différent par rapport aux autres polluants : la plus petite charge est mesurée le 27/3/2013 ($i = 1.35 \text{ mm.h}^{-1}$, jours secs = 3) lors de l'épisode de

plus faible intensité et la plus importante est enregistrée le 23/5/2013. D'ailleurs, cet événement est assez particulier en ce qui concerne l'ammonium car il est le seul à avoir des concentrations en NH_4 plus importantes que la concentration moyenne par temps sec mesurée le 18 juin 2013. La concentration maximale de 14.11 mg.L^{-1} (Tableau 7.10) correspond à cet événement.

D'après les résultats de cette analyse préliminaire, le ruissellement urbain doit contribuer significativement aux apports en MES, P_{total} et NO_3 dans le lac de Pampulha. En revanche, les apports en NH_4 doivent provenir surtout, des eaux usées rejetées dans les cours d'eau.

7.5.3. La qualité de l'eau du ruissellement simulée

Les valeurs de RMSE obtenues lors du calage et de la validation de la simulation de la qualité de l'eau des RUTPs dans le bassin Pampulha sont présentées dans le Tableau 7.14 pour chaque polluant simulé (Essai n° 1). Les pollutogrammes observés et mesurés pour chaque polluant sont présentés en annexe 3.

Sur la Figure 7.11 sont tracées les concentrations mesurées sur le terrain contre les concentrations simulées (points rouges). La droite 1:1 représente l'ajustement parfait entre les concentrations simulées et observées. Les points rouges en dessous de cette droite, représentent des mesures qui ont été sous-estimées par le modèle. Au contraire, ceux au-dessus de la droite ont été surestimés par le modèle. Les résultats obtenus révèlent que le modèle reproduit moyennement l'ammonium et les matières en suspension. Celles-ci ont été plutôt sous-estimées par SWMM, surtout lors des événements du 08/04/2013 et 23/05/2013 (Figure A. 2, annexe 3). En ce qui concerne l'ammonium, les valeurs calées pour le paramètre w ($w_{\text{urbain}} = 0.0002$; $w_{\text{non urbain}} = 0.0009$) montrent que la masse lessivée des surfaces du bassin Pampulha est très petite (voir Équation 7.3). Ceci corrobore la constatation issue de l'observation des mesures obtenues sur le terrain, selon laquelle, la contribution du ruissellement superficiel pour l'ammonium doit être moindre. Les concentrations en phosphore total et nitrate ne sont pas bien représentées par SWMM. Le modèle a plutôt surestimé les concentrations en phosphore, principalement le 28/02/2013 et 22/05/2013 (Figure A. 1, annexe 3). La simulation des nitrates au contraire sous-estime leurs concentrations dans la plupart des cas.

Ces résultats peu satisfaisants reflètent des problèmes de calage du modèle. De fait, la performance de celui-ci indiquée par le RMSE s'est améliorée très peu au cours des 1 200 simulations effectués lors du calage mené pour chaque polluant.

Le calage de modèles de simulation de la qualité des eaux pluviales s'est également avéré difficile dans d'autres travaux. Gaume (1998), Kanso (2004) et Mourad (2005) ont souligné des difficultés liées à : l'insensibilité des résultats du modèle à l'optimisation ; à l'obtention de plusieurs jeux de paramètres « optimaux » ; aux inconvénients des algorithmes d'optimisation locale (minima locaux et discontinuités) et à la corrélation qui peut exister entre les paramètres calés. La corrélation entre deux paramètres entraîne que si un paramètre *A* est corrélé au paramètre *B*, *A* peut prendre n'importe quelle valeur dans son intervalle de variation et être compensé par *B* de façon à obtenir le même résultat pour la performance du modèle.

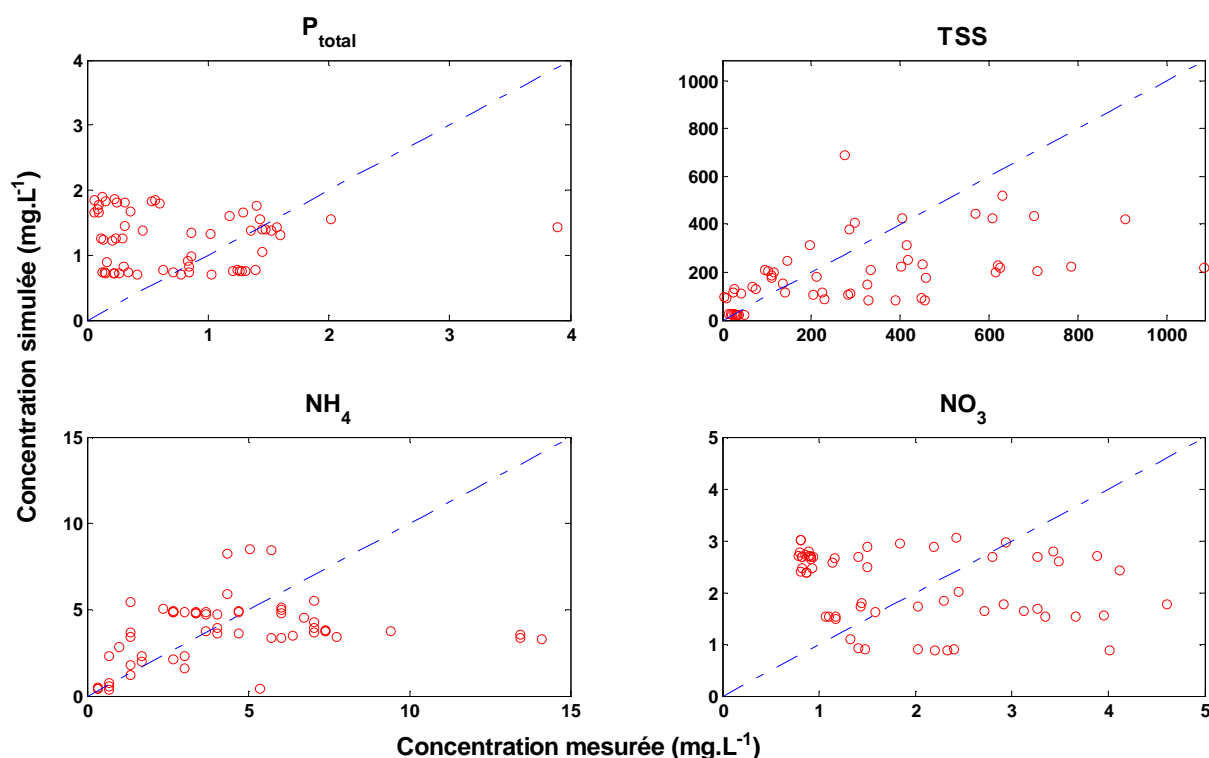


Figure 7.11 : Modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha. Calage n° 1. Les points rouges représentent les couples concentration observée-simulée. La ligne bleue pointillée est la droite 1:1.

Dans des modèles hydrologiques semi-spatialisés où les paramètres sont calés pour chaque sous-bassin, le nombre total de paramètres atteint facilement l'ordre d'une centaine. Lorsque les paramètres à caler sont trop nombreux par rapport aux données disponibles, ce qui se produit assez fréquemment dans la modélisation de la qualité des RUTPs, le modèle calé a des

capacités prédictives limitées. Petrucci et Bonhomme (soumis) discutent dans quelle mesure les données à haute fréquence et l'utilisation des systèmes d'informations géographiques (SIG) peuvent contribuer à la réduction de la sur-paramétrisation. D'après leurs résultats, les données SIG, notamment les informations sur le mode d'occupation du sol, lorsque couplées à des données hydrologiques obtenues en fréquence élevée peuvent augmenter de quelques dizaines le nombre de paramètres à caler, sans toutefois surparamétrer le modèle.

La méthode d'optimisation globale que nous avons utilisée permet de s'affranchir des problèmes de minima locaux et de discontinuités. Des simulations ont été réalisées pour tester la sensibilité de la *fonction-objectif* choisie. Le critère de Nash et l'erreur moyenne absolue ont été utilisés pour évaluer la performance du modèle suite à des changements dans les paramètres, toutefois les variations montrées par celle-ci ainsi que pour le RMSE sont faibles. Pour essayer de résoudre le problème de corrélation entre les paramètres, la méthode de calage initiale a été modifiée conformément à l'adaptation proposée par (Petrucci et Bonhomme, soumis), selon laquelle, un des paramètres à ajuster (F_{accu} , *disp*, *w* ou *washpo*) est calé sur chacun des sous-bassins versants. Dans cette méthode, un usage du sol est affecté à chaque sous-bassin tandis que les trois autres paramètres sont toujours calés pour l'ensemble du bassin versant.

Cette nouvelle méthode de calage (essai de calage n° 2) a été mise en place, premièrement en identifiant le paramètre à caler sur chaque sous-bassin. Après quelques tests, le paramètre *washpo* a été retenu car les changements de sa valeur produisent des variations plus importantes de la performance du modèle que les autres paramètres. Les résultats de ce calage sont présentés dans le Tableau 7.14 (Essai n° 2) et les pollutogrammes observés et simulés sont dans l'annexe 4.

Ce deuxième essai de calage n'a pu améliorer que la simulation des MES dont les valeurs de RMSE du calage et de la validation sont inférieures à celles du calage n° 1. Effectivement, les concentrations en MES au début des événements du 15/03, 08/04 et 22/05/2013 sont mieux représentées par SWMM. Par contre, l'événement du 23/05 est toujours largement sous-estimé par le modèle (Figure A.7, annexe 4). En ce qui concerne le phosphore total, le nouveau jeu de paramètres a plutôt dégradé la performance du modèle et pour le nitrate, l'amélioration obtenue pour les événements utilisés dans le calage a été annulée par les résultats plus faibles obtenus lors de la validation. Le modèle est probablement sur-paramétré

pour le nitrate. Le changement de méthode de calage n'a pas affecté l'ammonium. A nouveau, le calage semble peu sensible aux changements de valeurs des paramètres.

Basé sur ces résultats, un troisième essai de calage a été réalisé. Par rapport à l'essai n°2, le nombre de simulations a été augmenté de 1 200 à 2 250, la taille de la population étant toujours 50. L'accumulation et le lessivage de l'ammonium ne sont plus simulés ($F_{accu} = disp = w = washpo = 0$). Par conséquent, la concentration de ce polluant dans les cours d'eau n'est fonction que du débit et de son flux par temps sec. Le paramètre *washpo* a aussi été calé sur chaque sous-bassin. Puisque la plupart des concentrations en MES simulées par le modèle ont sous-estimé les mesures, la gamme de variation du paramètre F_{accu} pour ce polluant a été étendue jusqu'à 200 kg.ha⁻¹. Les résultats de ce calage sont présentés dans le Tableau 7.14 (Essai n°3) et sur la Figure 7.12. Deux pollutogrammes de chaque polluant sont présentés sur la Figure 7.13. Le Tableau 7.15 rassemble les différences entre les trois essais de calage.

Par rapport aux calages n° 1 et 2, l'augmentation du nombre de simulations réalisées dans l'essai n° 3 a apporté des améliorations dans la performance du modèle qui se traduisent par la réduction des valeurs de RMSE (Tableau 7.14). Toutefois, l'ordre de grandeur de ces améliorations est faible et elles sont peu visibles lorsque les pollutogrammes des simulations issues des deux derniers essais de calage sont comparés (annexes 4 et 5).

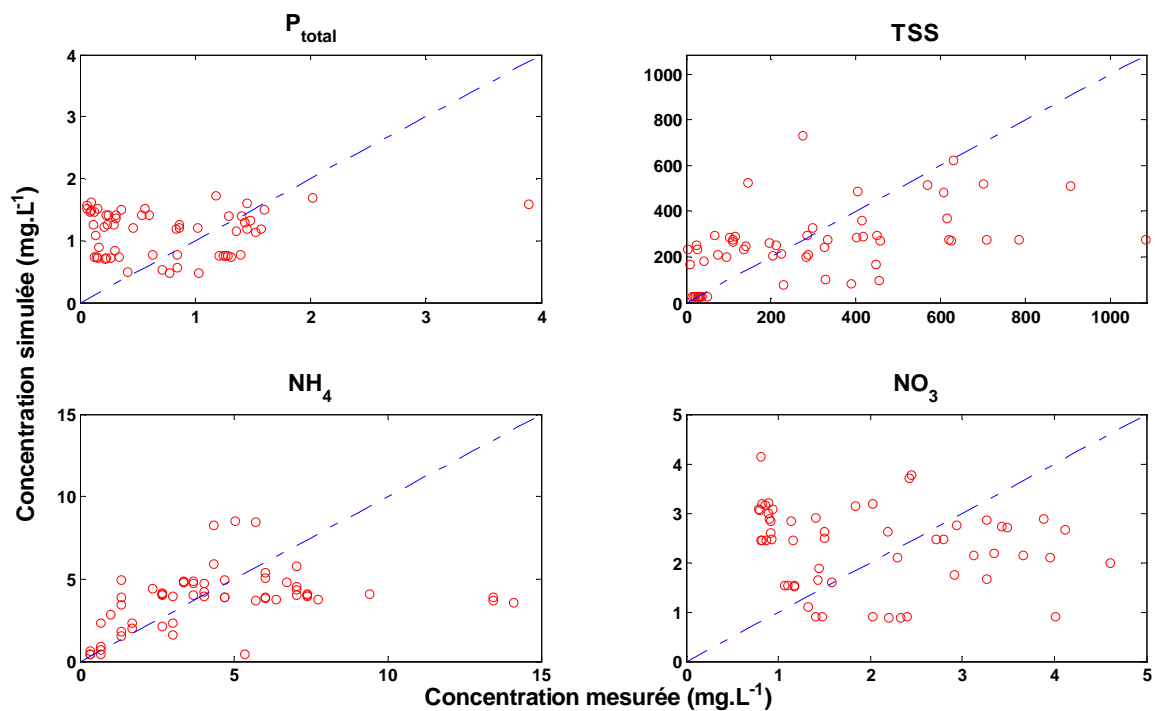


Figure 7.12 : Modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha. Calage n° 3. Les points rouges représentent les couples concentration observée-simulée. La ligne bleue pointillée est la droite 1:1.

Tableau 7.14 : Valeurs de RMSE pour le calage et la validation du modèle de la qualité du ruissellement dans le bassin Pampulha

Variable	[Max – Min] (mg.L ⁻¹)	RMSE (mg. L ⁻¹)					
		Essai n°1		Essai n° 2		Essai n° 3	
		Calage	Validation	Calage	Validation	Calage	Validation
¹ MES	4 – 1320	184	254	166	245	152	247
¹ NH ₄	0.3 – 14	1.73	4.10	1.73	4.10	1.74	3.95
² NO ₃	0.8 – 4.6	1.24	1.58	1.15	1.84	1.11	1.77
¹ P _{total}	0.1 – 3.9	0.72	1.08	0.92	1.09	0.70	0.89

¹Nombre de couples de données de concentration observée-simulée = 60. ²Nombre de couples de données de concentration observée-simulée = 56.

Tableau 7.15 : Différences entre les essais de calage du modèle hydrologique

Essai n°	Paramètre calé sur chaque sous-bassin	Nombre de simulations de calage	Accumulation et lessivage du NH ₄	F_{accu} maximal pour MES
1	-	1 200	Oui	150 kg.ha ⁻¹
2	<i>washpo</i>	1 200	Oui	150 kg.ha ⁻¹
3	<i>Washpo</i>	2 250	Non	200 kg.ha ⁻¹

En outre, la performance du modèle lors de la validation pour le nitrate est toujours inférieure à la performance enregistrée lors du premier essai de calage, ce qui indique que l'augmentation du nombre de paramètres à caler dans les essais 2 et 3 provoque une sur-paramétrisation du modèle. Ainsi, les paramètres obtenus lors du calage n° 3 seront gardés pour la simulation des flux polluants à l'entrée du lac de Pampulha, sauf pour le nitrate, dont les résultats les plus fiables ont été obtenus pour l'essai de calage n°1. Les concentrations en polluants simulées par SWMM pendant toute la période de l'échantillonnage automatique est montrée sur la Figure A.13 (annexe 5).

L'utilisation du modèle de la qualité des RUTPs calé pour le bassin Pampulha pourrait être mise en cause en raison des performances moyennes qu'il présente. Toutefois, la complexité des phénomènes impliqués dans la production et le transfert des polluants au sein d'un bassin versant rend leur modélisation très difficile. De plus, les données disponibles pour le calage et la vérification du modèle sont souvent limitées en quantité et qualité, ce qui entrave la

modélisation de la qualité des eaux pluviales. Lorsqu'il s'agit de la modélisation menée à l'échelle du bassin versant, plusieurs études ont déjà montré que l'aptitude des modèles à prédire les pollutogrammes est faible. Des coefficients de Nash entre -0.01 et 0.46 pour les MES ont été rapporté par Dotto *et al.*, (2011) et Petrucci et Bonhomme (soumis). Selon ces auteurs, la variabilité spatio-temporelle des processus d'accumulation et lessivage serait la responsable par les performances médiocres des MCFP appliqués à l'échelle du bassin versant.

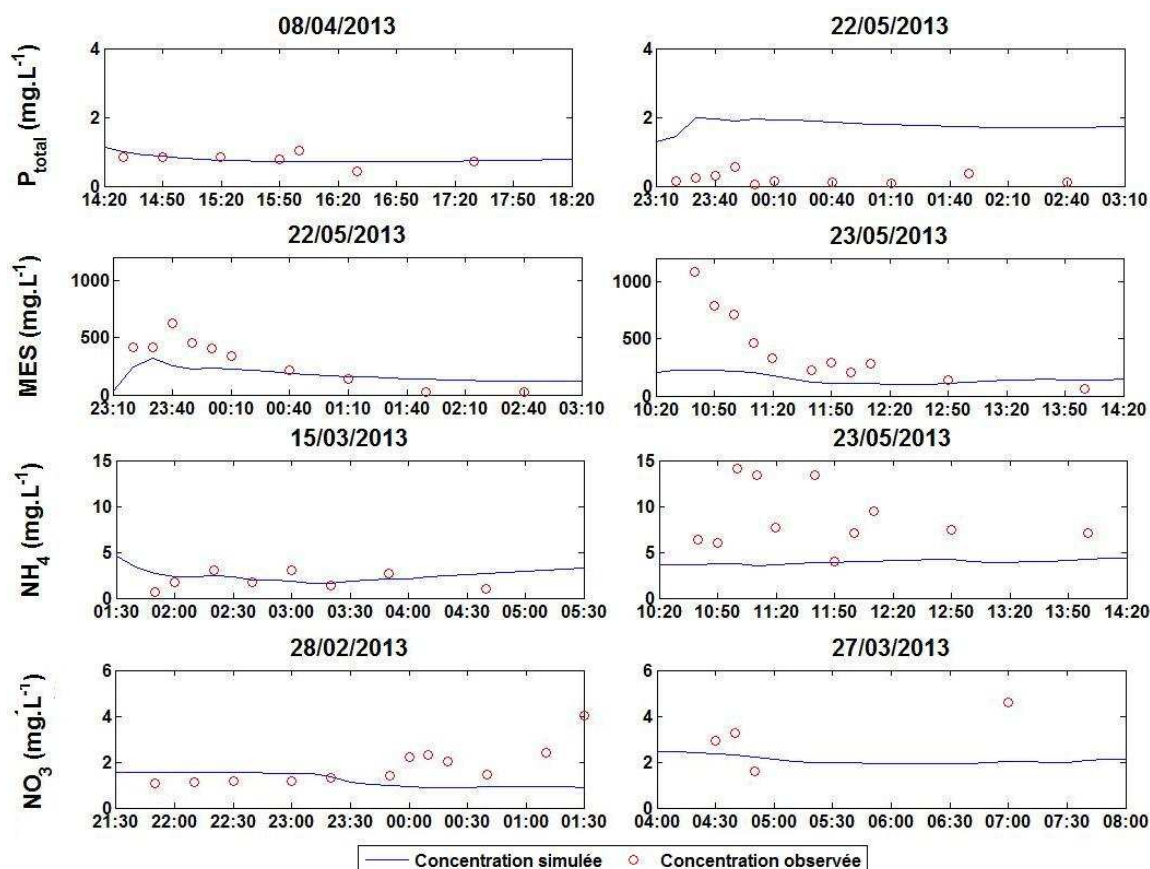


Figure 7.13 : Pollutogrammes observés et simulés pour le P_{total} , MES, NH_4 et NO_3 (calage n°3).

La représentation des processus d'accumulation et de lessivage dans les modèles est discutable. Par exemple, selon Liu *et al.* (2013) le lessivage des polluants ne peut pas être modélisé par une fonction continue de l'intensité et de la durée de la pluie. Les résultats de leurs expérimentations ont montré que l'influence de la pluie dans le lessivage des polluants se produit par étapes basées sur des seuils caractéristiques pour chaque polluant. Dans SWMM, ainsi que dans plusieurs autres modèles MCFP, les phénomènes liés à la présence des eaux usées dans les réseaux d'eaux pluviales ne sont pas pris en compte.

Compte tenu des limitations exposées ci-dessus, il n'est pas surprenant que les résultats obtenus dans ce travail soient de qualité médiocre ; il ne s'agit pas d'un cas isolé. Il est donc important de vérifier ce que le modèle hydrologique peut apporter au modèle du lac. Un dernier point concerne les masses apportées lors d'un événement pluvieux. Puisque le but de la simulation de la qualité des RUTPs dans cette thèse est de fournir les apports en nutriments et en MES au modèle du lac, il convient d'examiner comment le modèle reproduit les masses de polluants qui entrent dans le lac. De ce fait, les débits simulés ont été multipliés par les concentrations mesurées et simulées des polluants de façon à obtenir les flux apportés au lac (Figures A. 14 à A. 17 de l'annexe 6). Les flux de NH_4 apportés sont plutôt stables au cours des événements pluvieux, tandis que pour les autres polluants de pics sont observés lors des débits plus importants. De plus, il faut noter que les flux apportés lors de l'évènement le plus intense, celui du 08 avril 2013, sont bien représentées pour tous les polluants.

7.5.4. Apport journalier par temps sec dans le lac

Ce paragraphe présente une brève analyse des apports journaliers dans le lac de Pampulha des nitrates, ammonium, phosphore total et matières en suspension simulés par le modèle hydrologique. Le Tableau 7.16 fournit ces apports pour une journée de temps sec typique dans l'année 2012. Comme mentionné dans le chapitre précédent, les cours d'eaux Ressaca et Sarandi sont contaminés par des rejets d'eaux usées, qui impactent la qualité de l'eau, notamment la concentration d'ammonium. Une contribution *per capita* journalière (Von Sperling, 2007) a été multipliée par le nombre d'habitants du bassin versant pour estimer l'apport théorique des eaux usées et le comparer à celui simulé par le modèle (Tableau 7.16).

Le Tableau 7.16 montre que si l'estimation des habitants raccordés aux réseaux des eaux usées (environ 35 300 habitants, voir paragraphe 3.2.5) avait été utilisée, les apports en polluants dans le lac de Pampulha seraient largement inférieurs pour l'ammonium et le phosphore total. Les apports en MES simulés par SWMM et calculés sont du même ordre de grandeur. Ces comparaisons montrent que malgré les efforts menés pour réduire les mauvais raccordements sur le réseau d'eaux pluviales, les rejets clandestins sont encore significatifs.

Ceci explique pourquoi les concentrations en ammonium, nitrates et phosphore total ne cessent d'augmenter dans le lac de Pampulha depuis les années 1980. De plus, la mise en place de l'ETAF n'a pas pu améliorer la qualité de l'eau du lac car d'une part, son efficacité sur la suppression de l'ammonium est très limitée et d'autre part, les apports en phosphore sont plus importants par temps de pluie, lorsque sa capacité de traitement est dépassée.

Tableau 7.16 : Apport en polluant dans le lac de Pampulha lors d'une journée de temps sec

Polluant	Apport journalier simulé (kg.jour⁻¹)	Contribution per capita (kg.hab⁻¹.jour⁻¹)¹	Apport journalier théorique (kg.jour⁻¹)²
NH ₄	2 532	0.007	247
NO ₃	459	0	-
P _{total}	375	0.0025	88
MES	7 685	0.180	6 354

¹Von Sperling (2007). ²Population du bassin versant non raccordée au réseau d'eaux usées = 424 000 habitants (IBGE, 2010)

7.5.5. Conclusions sur la modélisation du ruissellement superficiel à Pampulha

La modélisation des débits dans les sous-bassins versants Ressaca et Sarandi lors des événements pluvieux est assez satisfaisante. L'impact des incertitudes du modèle hydrologique doit être vérifié sur la modélisation du lac, en comparant, par exemple, les niveaux d'eau observés et simulés dans ce dernier.

Le module de qualité de l'eau mis au point pour le bassin versant Pampulha fournit des résultats moyennement satisfaisants pour la simulation des matières en suspension, du nitrate et du phosphore. Les résultats du modèle se sont montrés peu sensibles aux efforts destinés à améliorer le calage, notamment pour le nitrate. Un nombre plus élevé d'événements pluvieux pourra aider à améliorer les performances du modèle. Néanmoins, la mauvaise représentation par le modèle des processus impliqués dans l'accumulation et le lessivage des polluants sera toujours un obstacle important à franchir.

Pour l'ammonium, les résultats du modèle confirment l'hypothèse de contribution mineure par le ruissellement. Ainsi, la concentration d'ammonium dans les cours d'eau Ressaca et Sarandi n'est fonction que du débit et des apports ponctuels. Compte tenu de la variabilité de la concentration en NH₄ par temps sec (voir Tableau 7.5 et Tableau 7.11), les résultats du modèle peuvent être considérés assez satisfaisants car les différences entre mesures et valeurs simulées sont en général, plus petites que l'écart type. Une autre méthode que nous testerons ultérieurement serait d'utiliser la corrélation existante entre la conductivité et la concentration en ammonium pour quantifier avec plus de fiabilité la variation de cette dernière par temps sec.

8. MODELISATION COUPLEE : MODELE HYDROLOGIQUE ET MODELE DU LAC

Ce chapitre porte sur la modélisation du lac de Pampulha utilisant les débits et les concentrations en polluants issus du bassin versant, simulés par le modèle hydrologique. Cette modélisation couplée a été développée alors que les données nécessaires aux modèles du lac et du bassin versant étaient en cours d'acquisition. Dans un premier temps, des données acquises antérieurement à cette thèse ont été utilisées pour modéliser la dynamique des cyanobactéries au lac de Pampulha et vérifier l'adéquation du modèle de lac choisi sur le site d'étude. Cette première étape est décrite dans le paragraphe 8.2. Dans une deuxième étape (paragraphe 8.3), le couplage des aspects quantitatifs entre le modèle hydrologique et le modèle du lac a été réalisé, c'est-à-dire, que les débits simulés par le modèle hydrologique ont été utilisés comme données d'entrée du modèle du lac. Enfin, dans une dernière étape, la qualité des eaux du ruissellement produit dans le bassin et simulée par le modèle hydrologique (paragraphe 7.5) est utilisée dans le modèle du lac pour la simulation de la dynamique cyanobactérienne (paragraphe 8.4).

8.1. La modélisation couplée

Partout dans le monde, l'utilisation des milieux aquatiques pour la dilution et le transport des polluants gêne leurs multiples usages et représente une source de dégradation environnementale. La directive cadre sur l'eau en vigueur en Europe depuis 2004, fait appel à une évaluation plus profonde de l'état des ressources hydriques et soutient une gestion durable de celles-ci. Cela implique l'application de connaissances issues de plusieurs domaines et l'adoption d'une vision plus holistique. Les cours d'eau et les plans d'eau ne peuvent plus être analysés comme des milieux isolés, au contraire, ils doivent être traités comme des écosystèmes qui interagissent et répondent aux changements qui se produisent dans leur bassin versant.

La modélisation des milieux aquatiques peut être un outil puissant pour la gestion efficace des plans d'eau. A ce jour, plusieurs approches et différents types de modèle sont disponibles (paragraphe 6.3). Selon Arheimer et Olson (2003) qui font le point sur la modélisation couplée des milieux aquatiques en Europe, le couplage entre des modèles hydrologiques et des modèles de simulation de la qualité de l'eau est réalisé depuis une vingtaine d'années. Le couplage entre un modèle hydrologique et un modèle hydrodynamique-écologique de simulation des écosystèmes lacustres passe par l'utilisation du ruissellement superficiel

calculé par le premier modèle comme donnée d'entrée pour le deuxième. Ce couplage permet la simulation de différents scénarios pour représenter des changements dans un bassin versant et les réponses du milieu récepteur. L'intensification de l'urbanisation, des changements climatiques sont des exemples de quelques scénarios qui peuvent être étudiés à l'aide de la modélisation intégrée.

Dans le cas de la pollution diffuse amenée par le ruissellement superficiel, les mesures nécessaires pour réduire son apport peuvent avoir un impact direct sur le mode de vie et les moyens de subsistance des personnes. Dans ce cas, la modélisation intégrée est une approche plus facilement acceptable par les gestionnaires et le public général, puisqu'elle est plus pédagogique et plus facilement perçue comme une représentation des systèmes naturels et ses interconnexions (Xu *et al.*, 2007 ; Norton *et al.*, 2012).

Plusieurs études ont couplé deux ou plus modèles mathématiques pour évaluer dans quelle mesure des changements dans l'aménagement urbain, des changements climatiques, l'intensification de l'urbanisation et des changements dans les usages du sol peuvent impacter les milieux lacustres. Wu *et al.* (2006) ont utilisé le modèle hydrologique HSPF et le modèle de simulation de réservoirs CE-QUAL-W2 pour définir les techniques alternatives plus appropriées à la réduction des apports en phosphore et azote dans le réservoir Swift Creek aux Etats Unis. Les effets du changement climatique sur le cycle hydrologique et la dynamique physique, chimique et biologique des systèmes lentiques ont été estimés par une modélisation intégrée au lac Onondaga (EUA) (Taner *et al.*, 2011). Les changements dans la température de l'air et intensité des pluies ont été basés dans les scénarios du *Intergovernmental Panel on Climate Change* – IPCC et simulées par les modèles HSPF (hydrologique), UFI4 (hydrodynamique) et AQUATOX (écologique).

En ce qui concerne les impacts engendrés par l'urbanisation, Fragoso Jr. (2007) et Nobre *et al.* (2010) ont simulé des scénarios d'amélioration dans l'assainissement du bassin versant et ont estimé les changements dans les apports en nutriments et matières organiques, respectivement, dans l'estuaire du fleuve Bacanga (Brésil) et dans la baie de Xiangshan Gang (Chine). Le premier auteur a nommé son approche comme « modélisation intégrée », tandis que le deuxième a adopté le terme « modélisation multicouches des écosystèmes ».

A l'égard des changements d'occupation du sol dans le bassin versant et ses conséquences sur la dynamique phytoplanctonique dans des écosystèmes lacustres, peu de travaux ont abordé la question de façon intégrée, surtout dans le cas des bassins versants urbanisés. Le travail mené

par Xu *et al.* (2007) pour les débits écoulés et Norton *et al.* (2012) pour les débits et la dynamique phytoplanctonique sont des exemples de modélisation intégrée du ruissellement superficiel et des écosystèmes lacustres pour des bassins versants non urbanisés.

Dans le lac de Pampulha, l'approche de modélisation couplée a été réalisée à l'aide du modèle hydrologique SWMM et du modèle hydrodynamique et écologique DYCD. Le premier modèle a été calé pour simuler la quantité et la qualité du ruissellement superficiel sur le bassin versant Pampulha (voir paragraphe 7.5). Le modèle DYCD a été appliqué pour la simulation de la dynamique phytoplanctonique dans le lac de Pampulha. Les concentrations en nitrate, ammonium, phosphore et matières en suspension simulés par SWMM, ainsi que le débit, ont été introduits dans DYCD. A partir des conditions physiques, chimiques et biologiques initiales, du forçage météorologique et du débit simulé par le modèle hydrologique, DYCD a été calé et validé pour la simulation de la dynamique phytoplanctonique dans le lac de Pampulha (paragraphe 8.3.1). Cette approche intégrée est schématisée sur la Figure 8.1.

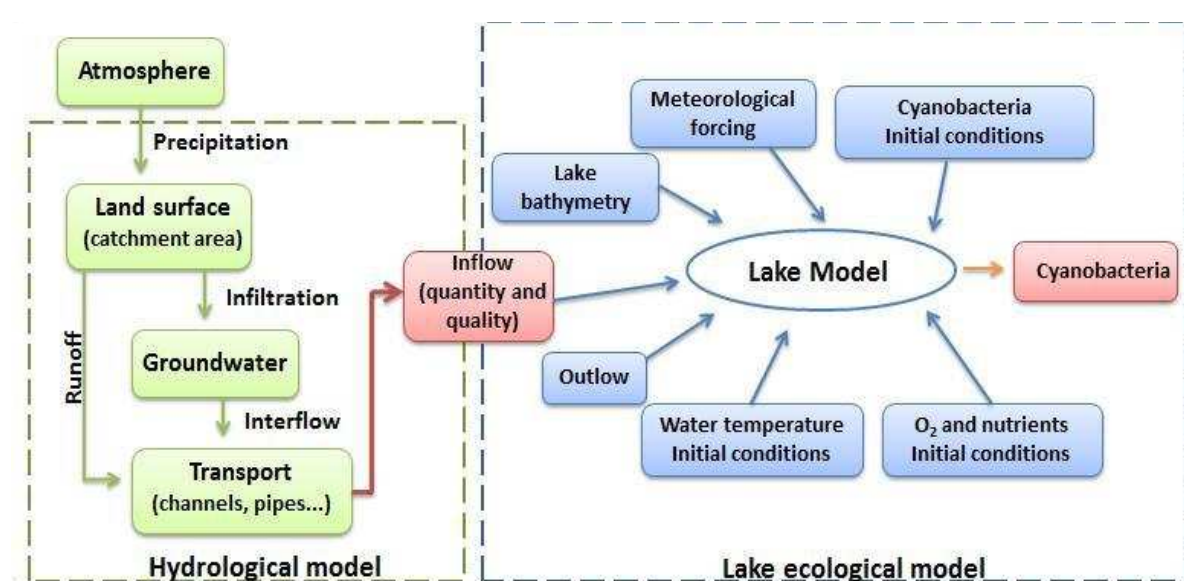


Figure 8.1 : Schéma de l'approche de modélisation intégrée proposée pour le lac de Pampulha : simulation de la quantité et qualité du ruissellement urbain couplée à la simulation de la dynamique thermique et biologique du lac

Différents scénarios concernant les stratégies de gestion des eaux pluviales, de l'assainissement, de l'occupation du sol dans le bassin versant et même des changements plus globaux, tel les changements climatiques, peuvent être construits et leurs impacts sur le lac pourront être estimés.

8.2. Modélisation préliminaire de la dynamique cyanobactérienne dans le lac de Pampulha

Au début de cette thèse, les seules données disponibles sur la qualité de l'eau au lac Pampulha provenaient d'un suivi trimestriel mené par la mairie en 2008, 2009 et 2010. Ces données ont été utilisées dans une modélisation préliminaire de la dynamique thermique et biologique du lac dont l'objectif principal était la vérification de la pertinence de DYCD pour des simulations dans un système lacustre tropical situé en région urbaine.

La simulation a été réalisée entre le 6 mars 2008 et le 10 mars 2010. Les données météorologiques proviennent de l'INMET et des moyennes mensuelles des débits d'entrée et de sortie estimées par la « Superintendência de Desenvolvimento da Capital – SUDECAP » (Coutinho, 2007) ont été utilisées. En ce qui concerne la qualité de l'eau des cours d'eau qui entrant dans le lac, des concentrations moyennes en nitrate, nitrite, ammonium et phosphate ont été aussi obtenues à partir de Coutinho (2007) pour Ressaca et Sarandi.

Compte tenu de la quantité réduite de données disponibles pour vérifier la performance de DYCD, il n'a pas été possible de caler le modèle, ni de calculer les indices de performance, tel le RMSE. Ainsi, les valeurs des paramètres adoptés tant pour la modélisation thermique que biologique sont des valeurs par défaut. En suivant l'approche simplifiée adoptée sur le lac d'Enghien, uniquement les cyanobactéries, parmi les groupes phytoplanctoniques, ont été prises en compte dans la simulation. Le zooplancton et des niveaux trophiques supérieurs ont été également exclus.

Pour évaluer qualitativement les résultats de DYCD pour la biomasse cyanobactérienne exprimée en $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$, les données obtenues sur le terrain en nombre de cellules ont été converties en concentration en chl-a. Le facteur de conversion utilisé a été calculé à partir du rapport concentration en chl-a/nombre de cellules.L⁻¹ obtenu lors d'une campagne menée le 10 mars 2010. La Figure 8.2 montre les résultats de la modélisation thermique et la Figure 8.3 les résultats de la modélisation de la dynamique des cyanobactéries.

La Figure 8.4 permet de constater que malgré les simplifications, DYCD présente de bons ordres de grandeur de la température de l'eau du lac Pampulha et est capable de simuler sa dynamique saisonnière. La fréquence des données disponibles est trop faible pour affirmer que le modèle est capable de représenter les processus dominants qui se produisent dans le plan d'eau tout au long de l'année.

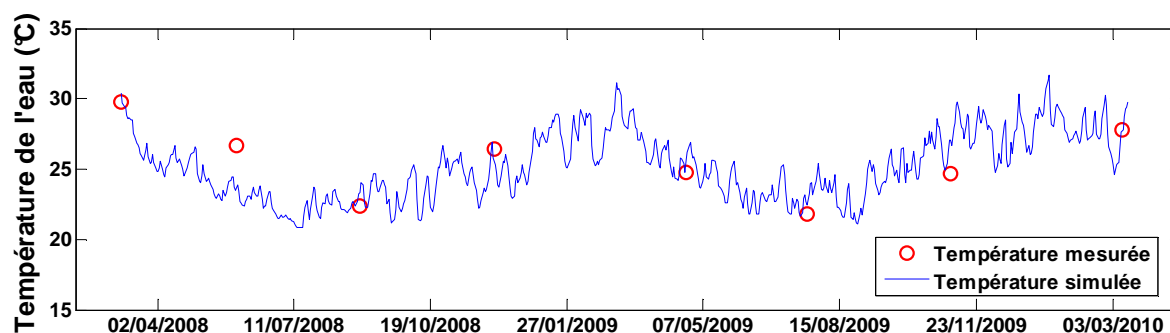


Figure 8.2 : Température de l'eau dans le lac Pampulha - résultats de DYCD (en bleu) comparés aux mesures sur le terrain (en rouge) à 50 cm de profondeur en 2008, 2009 et 2010.

Concernant la biomasse des cyanobactéries, les résultats de DYCD ne sont pas satisfaisants. En fait, lors de cette étape préliminaire, d'autres groupes phytoplanctoniques outre les cyanobactéries ne sont pas simulés par le modèle. Toutefois, pendant la période de simulation, les diatomées et les cryptophytes étaient présentes en quantités importantes dans le lac Pampulha et donc, des effets de concurrence intra-espèces n'ont pas été pris en compte par DYCD. Enfin, le facteur de conversion concentration en chl-a/nombre de cellules est basé sur des mesures réalisées lors d'une seule campagne et il est très sensible au biovolume des cellules, qui varie en fonction des espèces présentes et aux conditions environnementales auxquelles les cyanobactéries sont soumises.

En dépit des problèmes mentionnés ci-dessus, les résultats obtenus tant pour la température de l'eau que pour la biomasse de cyanobactéries ont été jugés satisfaisants pour une modélisation préliminaire et l'applicabilité de DYCD sur le lac Pampulha a pu être vérifiée.

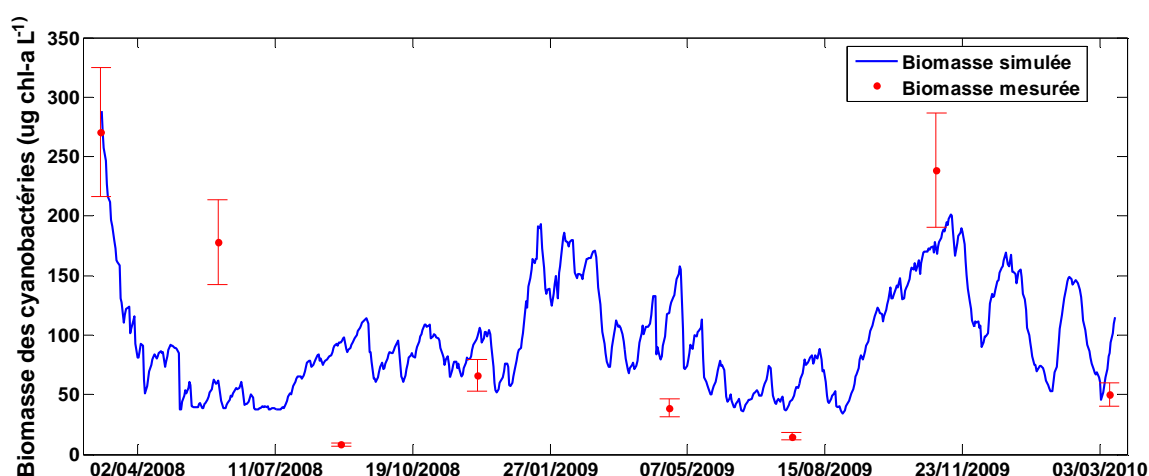


Figure 8.3 : Biomasse cyanobactérienne dans le lac Pampulha - résultats de DYCD (en bleu) comparés aux mesures sur le terrain (en rouge) représentatives de la couche euphotique en 2008, 2009 et 2010. Les barres d'erreur sont pour indiquer les incertitudes liées aux mesures.

8.3. Modélisation couplée dans le lac de Pampulha – débit

Dans cette première étape de couplage entre le modèle hydrologique et le modèle du lac (Simulation S0), seulement les débits simulés par SWMM sont utilisés comme données d'entrée dans DYCD. Les concentrations en nutriments NO_3 , NH_4 et PO_4 dans les cours d'eau tributaires sont issues des résultats des campagnes de terrain. Le modèle du lac est plus complet que celui du paragraphe précédent. En outre, avec les données obtenues au cours du suivi, il a été possible de caler et vérifier le modèle.

8.3.1. Mise au point du modèle du lac

L'analyse taxonomique des échantillons collectés dans le lac au cours du suivi (voir paragraphe 5.2.1) a montré que la biomasse cyanobactérienne représente au moins 80% de la communauté phytoplanctonique pour 21 des 24 échantillons analysés. Les espèces dominantes sont *P. isothrix* et *C. raciborski* (Figure 5.3). Dans les trois échantillons où la dominance des cyanobactéries n'est pas constatée, des espèces de *Chlorophyta*, *Cryptophyta* et *Euglenophyta* ont été détectées. Compte tenu de la participation significative des cyanobactéries dans la communauté phytoplanctonique du lac de Pampulha, elles sont modélisées explicitement en tant qu'un groupe phytoplanctonique. Les autres groupes phytoplanctoniques (*Chlorophyta*, *Cryptophyta*...) ont été modélisés comme un seul groupe.

Les débits simulés au pas de temps de 10 minutes par SWMM sont agrégés pour fournir les flux journaliers nécessaires au modèle du lac. Les concentrations en nitrate, ammonium et phosphore dans les débits des affluents sont les valeurs moyennes mesurées lors des campagnes mensuelles sur les tributaires. À ces valeurs moyennes, un facteur de réduction basé sur l'efficacité du traitement réalisé par l'ETAF (Tableau 3.4) a été appliqué. Le Tableau 8.1 montre les valeurs moyennes obtenues avant et après l'application du facteur de réduction.

Tableau 8.1 : Concentrations des nutriments et matières en suspensions ($\mu\text{g.L}^{-1}$) dans les débits d'entrée dans le lac de Pampulha

	PO_4	NH_4	NO_3
Concentration moyenne ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0.70	7.07	0.86
Facteur de réduction ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0.15	0.40	-
Concentration moyenne corrigée ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	0.10	2.83	0.86

En ce qui concerne les données météorologiques fournies au pas de temps horaire par la station de l'INMET, la nébulosité a été déterminée à partir de la différence entre le rayonnement solaire mesuré et le rayonnement solaire théorique calculé selon (TVA, 1972). Les autres données météorologiques sont utilisées directement dans le modèle. Les données de bathymétrie du lac sont issues du travail mené par Resck *et al.* (2007).

8.3.2. *Le calage du modèle du lac*

Le modèle DYCD possède plusieurs paramètres (plus de 70 paramètres pour la simulation d'un seul groupe phytoplanctonique et des variables d'état obligatoires), dont les valeurs dépendent des caractéristiques spécifiques à chaque écosystème et, dans la plupart des cas, peu d'informations sont disponibles pour les estimer. Le calage est donc une procédure nécessaire. Pour identifier les paramètres susceptibles d'influer significativement sur le modèle du lac de Pampulha, une analyse de sensibilité a été menée, où la valeur de chaque paramètre a été changée et le respectif impact sur la performance du modèle a été enregistré. L'intervalle de variation des paramètres a été établi à l'aide de résultats de la littérature et des données obtenues lors du suivi du lac de Pampulha. La performance du modèle a été évaluée à l'aide de la racine carrée de l'erreur quadratique moyen (RMSE). 18 paramètres affectent la performance du modèle dans la prédiction de la biomasse phytoplanctonique de plus de 10% lorsqu'ils prennent les valeurs extrêmes de l'intervalle établi à partir des données de la littérature.

Ces 18 paramètres ont été calés de la façon suivante : (1) la valeur du premier paramètre a varié dans son intervalle et celle qui a conduit à la meilleure performance du modèle a été retenue ; (2) le deuxième paramètre a varié dans son intervalle et ainsi de suite jusqu'à boucler un premier cycle ; (3) des nouveaux cycles ont été réalisés jusqu'à ce que des changements significatifs dans la performance du modèle n'apparaissent plus. Les paramètres calés et leurs intervalles de variation sont présentés dans le Tableau 8.2. Après cette étape de calage menée avec les données obtenues lors de la première année de suivi entre le 18 octobre 2011 et le 17 octobre 2012, le modèle a été vérifié en utilisant une série indépendante de données recueillies entre le 18 octobre 2012 et le 4 juin 2013.

8.3.3. *Résultats*

Les résultats du modèle pour la biomasse phytoplanctonique à la profondeur de 0.50 m sont comparés aux mesures obtenues sur le terrain (Figure 8.4, calage et Figure 8.6, validation).

Pour les campagnes de 2013, où d'autres profondeurs ont été également échantillonnées, le profil vertical simulé est comparé aux observations sur la Figure 8.6. Le coefficient de corrélation de Pearson, r et l'erreur moyenne absolue normalisée, $NMAE$ ont été calculés pour permettre l'évaluation de la performance du modèle et la comparaison avec d'autres travaux.

Le modèle reproduit avec une précision raisonnable les tendances générales de croissance et de diminution de la biomasse du phytoplancton au cours de la période de simulation (Figure 8.4). Ceci est mis en évidence par les valeurs significatives obtenues pour le coefficient de corrélation (0.57 et 0.77, respectivement pour les simulations de calage et validation, $p < 0.03$). L'accord entre les tendances saisonnières du modèle et la réalité observée est satisfaisant. La corrélation entre mesures et modèle est moins bonne lors de la période de calage en raison d'une forte sous-estimation de la biomasse simulée entre juillet et octobre 2012. Cette sous-estimation est aussi notée en janvier et mars 2013. Néanmoins, globalement le modèle réussit à reproduire les tendances saisonnières de la dynamique phytoplanctonique. Pour la biomasse algale, le modèle fournit des résultats assez cohérents par rapport aux observations, en particulier pendant les 9 premiers mois de la période de calage : $NMAE$ de 0.43 pour le calage et 0.54 pour la validation. Les profils verticaux de chl-a obtenus sur le terrain montrent que le modèle est également en mesure de reproduire la dynamique des algues à d'autres profondeurs outre que celle à 0.50 m (Figure 8.6).

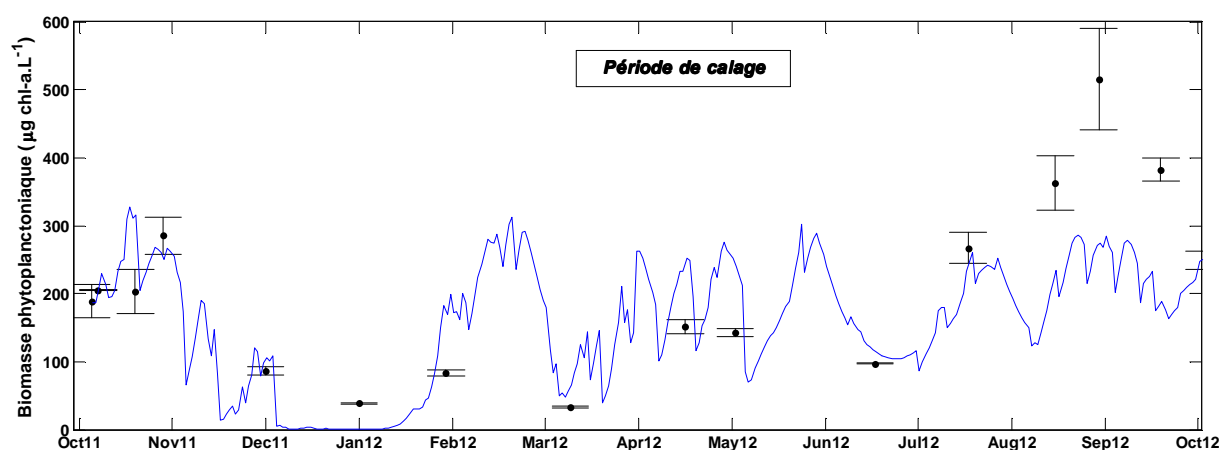


Figure 8.4 : Résultats du modèle du lac Simulation S0 (ligne bleu) et les mesures obtenues sur le terrain (points noir) pour la biomasse phytoplanctonique à 0.50 m de profondeur. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre les répliquats de l'analyse spectrophotométrique. Période de calage.

Tableau 8.2 : Paramètres utilisés dans le calage du modèle DYCD sur le lac de Pampulha et leur intervalle de variation

Paramètre	Symbole	Unité	Intervalle de variation	Valeur attribuée (S0)
Groupe phytoplanctonique: Cyanobactéries				
Taux de croissance	μ_{maxC}	jour ⁻¹	0.25 – 1.60	1.0
Taux de respiration	k_{RC}	jour ⁻¹	0.05 – 0.15	0.05
Facteur température pour la respiration	\mathcal{G}_{RC}	-	1.04 – 1.10	1.05
Concentration interne maximale en P	AIP_{maxC}	mg P (mg chl-a) ⁻¹	0.92 – 3.80	0.92
Absorption maximale du P	UP_{maxC}	mg P (mg chl-a) ⁻¹ jour ⁻¹	0.4 – 54.4	24.4
Absorption maximale du N	UN_{maxC}	mg N (mg chl-a) ⁻¹ jour ⁻¹	0.2 – 4.8	1.73
Température optimale	T_{optC}	°C	25 – 35	32
Coefficient d'atténuation	k_e^C	ug chl-a L ⁻¹ m ⁻¹	0.01 – 0.02	0.016
Inclinaison de la courbe P-I	I_{kC}	μEm ⁻² s ⁻¹	15 – 180	107
Autres groupes phytoplanctoniques				
Taux de croissance	μ_{maxO}	jour ⁻¹	0.50 – 1.84	0.8
Taux de respiration	k_{RO}	jour ⁻¹	0.02 – 0.12	0.03
Facteur température pour la respiration	\mathcal{G}_{RO}	-	1.04 – 1.12	1.10
Absorption maximale du P	UP_{maxO}	mg P (mg chl-a) ⁻¹ jour ⁻¹	1.0 – 4.5	0.15
Température optimale	T_{optO}	°C	21 – 29	26
Température maximale	T_{maxO}	°C	30 – 35	33
Coefficient d'atténuation	k_e^O	ug chl-a L ⁻¹ m ⁻¹	0.01 – 0.02	0.016
Inclinaison de la courbe P-I	I_{kO}	μEm ⁻² s ⁻¹	20 – 250	250
Général				
Demande O ₂ des sédiments	SOD	g m ⁻² jour ⁻¹	0.92 – 7.97	0.5

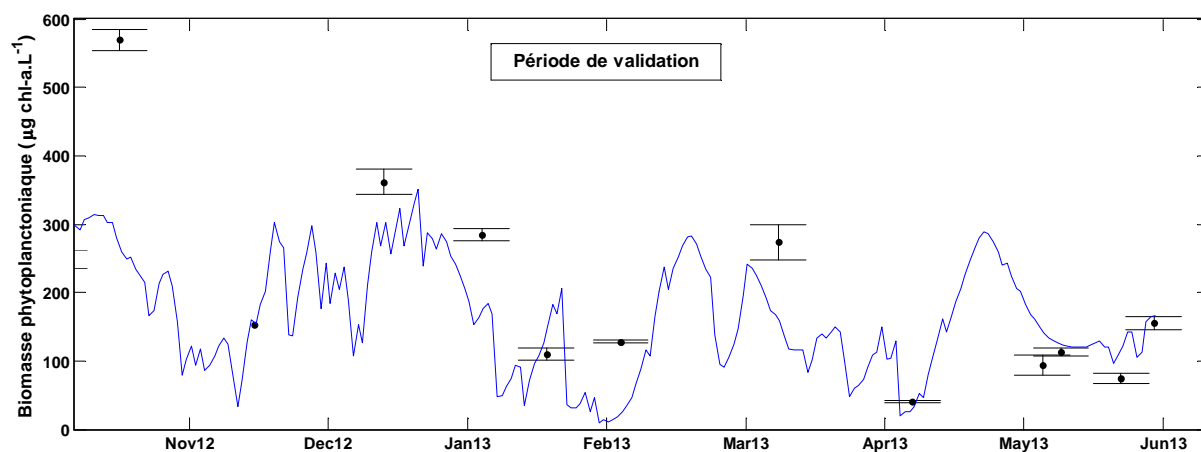


Figure 8.5 : Résultats du modèle du lac Simulation S0 (ligne bleu) et les mesures obtenues sur le terrain (points noir) pour la biomasse phytoplanctonique à 0.50 m de profondeur. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre les répliqués de l'analyse spectrophotométrique. Période de validation.

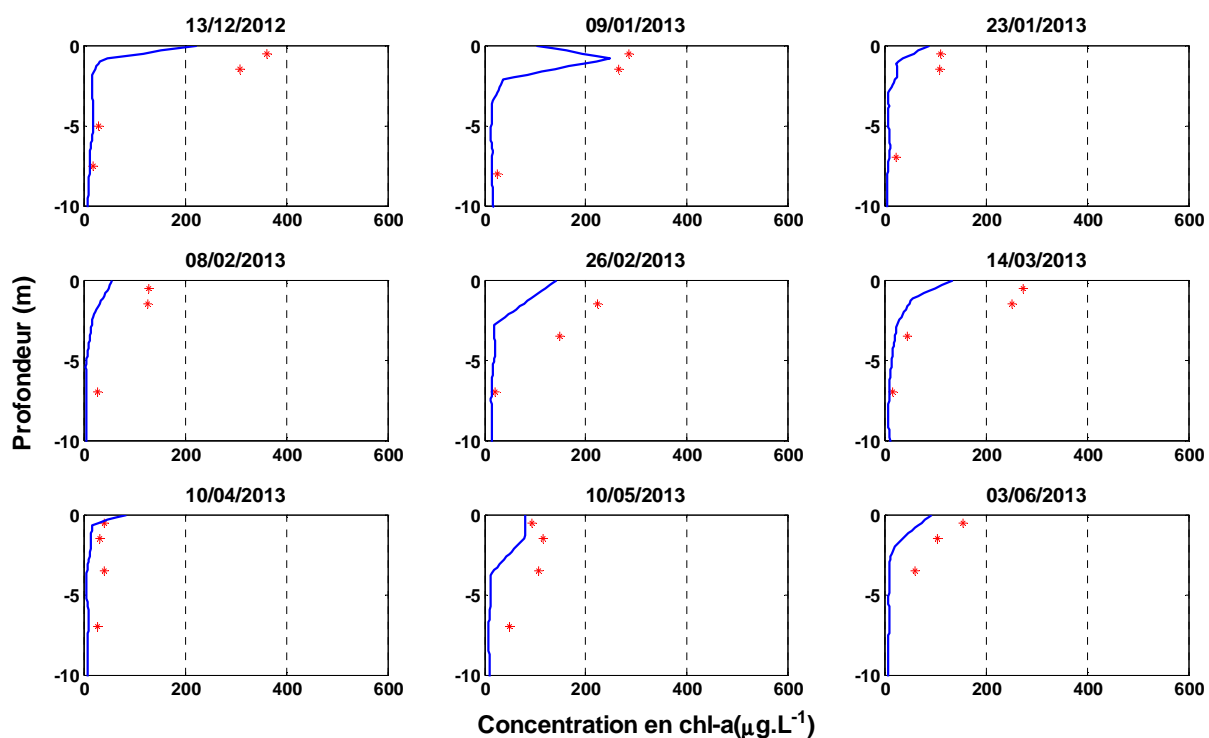


Figure 8.6 : Résultats du modèle du lac Simulation S0 (ligne bleu) et mesures obtenues sur le terrain (points rouges) pour la biomasse phytoplanctonique à plusieurs profondeurs au point P2.

8.3.4. Performance du modèle

Pendant la période du 13 octobre 2011 au 10 Janvier 2012, la PBH³ a surveillé le niveau du lac de Pampulha au niveau de son déversoir principal. Les niveaux d'eau simulés par le modèle du lac sont très proches des valeurs mesurées par la PBH, la différence moyenne entre les deux pendant la saison humide est de 0.04 m pour une profondeur maximale de 16 m et une variation maximale du niveau du lac de 1.14 m. Pendant la saison sèche en 2012 et 2013, en dépit de l'absence de données de niveau d'eau enregistrées sur le terrain, celui a peu varié selon les résultats du modèle, en accord avec ce qui est attendu pendant cette période.

La croissance du phytoplancton est limitée par la température de l'eau et la disponibilité en lumière, azote et phosphore. Au lac de Pampulha, lorsque le modèle sous-estime fortement la biomasse du phytoplancton (en juillet, août, octobre et décembre 2012, janvier et mars 2013), la limitation par le phosphore atteint des valeurs critiques de l'ordre de 0,1 ($f(P) = 1$: pas de limitation $f(P) = 0$: inhibition complète de la croissance). Les mauvais résultats du modèle sont dus au manque de phosphore dans la colonne d'eau, ce qui a empêché le phytoplancton d'atteindre les valeurs de biomasse mesurées sur le terrain.

8.3.5. La dynamique phytoplanctonique dans le lac de Pampulha

Le suivi du lac de Pampulha et les résultats obtenus avec le modèle DYCD montrent que la communauté phytoplanctonique peut atteindre des valeurs de biomasse très élevée (jusqu'à 570 $\mu\text{g chl}a.L^{-1}$ en octobre 2012) et sa distribution verticale est caractérisée par une concentration dans les deux premiers mètres de profondeur (voir Figure 8.6). Pour des profondeurs plus importantes, l'absence de lumière (profondeur du disque de Secchi moyenne pendant la période de suivi = 0.4 m), principalement en raison de l'ombrage causé par la biomasse algale elle-même, inhibe la croissance du phytoplancton.

En ce qui concerne les mécanismes qui influencent la dynamique du phytoplancton dans le lac de Pampulha, les résultats du modèle indiquent que lorsque la production de la biomasse n'est pas limitée par des intensités lumineuses faibles (*e.g.* par temps nuageux), le phosphore devient le facteur limitant dans 70% des cas. L'analyse microscopique des échantillons de phytoplancton a montré que seulement quelques filaments de *C. raciborskii* étaient dotés

³ PBH Prefeitura de Belo Horizonte

d'hétérocytes, cellules spécialisées dans la fixation de l'azote. L'absence d'hétérocytes indique que l'azote présent dans le milieu est suffisant pour le développement de cette espèce et qu'il n'est pas nécessaire de fixer l'azote atmosphérique (Padisák, 1997). De plus, l'azote est apporté au lac de Pampulha en continu sous la forme d'ammonium présent dans les eaux usées.

Le lac de Pampulha, milieu hypereutrophe situé dans une région tropicale où les températures sont élevées tout au long de l'année, offre des conditions idéales pour la prolifération des cyanobactéries. En fait, un suivi mené en 2010 et 2011, a montré que la dominance des cyanobactéries par rapport à d'autres groupes phytoplanctoniques persiste tout au long de l'année (Lopes, 2013). Nos résultats montrent que pendant la saison des pluies, qui correspond aussi à la période chaude, la stratification thermique du lac favorise la prolifération des cyanobactéries qui se concentrent dans les couches superficielles et, les pics de biomasse les plus importants sont observés à ce moment. Toutefois, lors d'un événement pluvieux, les conditions météorologiques et l'instabilité de la colonne d'eau deviennent défavorables au développement des cyanobactéries et peuvent conduire à des réductions brusques et importantes de leur biomasse, ce qui a déjà été constaté sur d'autres sites d'étude. L'effet des pluies sur la dynamique des cyanobactéries et les événements intenses peuvent perturber temporairement la prolifération phytoplanctonique en raison des déstratifications et de l'effet de dilution (Reichwaldt et Ghadouani, 2012).

L'entrée de volumes importants d'eau pendant de courtes périodes, associée à la chute de la température de l'air, favorise la déstratification de la colonne d'eau et la dispersion de la biomasse algale, auparavant concentrée dans les couches de surface, sur toute la profondeur. Ce phénomène s'est produit en décembre 2011, lorsqu'une pluie de 196 mm entre le 14 et le 15 décembre a augmenté le volume du lac de $11.25 \times 10^6 \text{ m}^3$ à $11.40 \times 10^6 \text{ m}^3$. En dépit de cette faible augmentation de volume du lac (environ 1,33 % du volume total), la biomasse du phytoplancton a été réduite d'environ un facteur 30 selon le modèle, entre le 14 décembre ($200 \mu\text{g chla.L}^{-1}$) et le 16 décembre ($7 \mu\text{g.chla.L}^{-1}$) décembre. Pendant la même période, la différence entre la température mesurée à la surface et au fond de la colonne d'eau est passée de 9.9°C à 0.1°C , indiquant une déstratification complète de la colonne d'eau. Une déstratification suivie du déclin de la biomasse du phytoplancton s'est produite de façon moins intense à d'autres moments au cours du suivi, par exemple, en avril 2013. En sens inverse, le modèle montre que le retour aux conditions de stratification n'est pas toujours

suffisant pour rétablir la prolifération phytoplanctonique, d'autres facteurs jouant probablement un rôle important.

Pendant la période fraîche et sèche, le lac est assez souvent mélangé (brassage hivernal), ce qui n'interrompt pas la prolifération algale, par exemple, en juin et août 2012, l'écart thermique mesuré entre la surface et le fond est de 0.3°C et la biomasse phytoplanctonique atteint quand même, 97 et 363 $\mu\text{g.chla.L}^{-1}$ respectivement en juin et en août. De ce fait, outre le mélange, c'est un ensemble de conditions météorologiques, forts débits, faible lumière, qui peut contribuer à la perturbation de la croissance phytoplanctonique.

Si le modèle permet de faire des hypothèses sur les mécanismes responsables des réductions brutales de la biomasse cyanobactérienne, les phénomènes prépondérants impliqués dans le déclenchement des proliférations ne sont pas encore clairs.

8.3.6. Bilan sur la modélisation couplée

La modélisation de la dynamique du phytoplancton a été couplée avec la modélisation des deux principaux sous-bassins du lac de Pampulha. Les deux modèles ont été calés et validés avec les données de terrain, ce qui assure une plus grande fiabilité de leurs résultats et de leurs capacités d'extrapolation.

La comparaison visuelle de l'ajustement entre les données mesurées et les résultats du modèle préliminaire (paragraphe 8.2) et du modèle calé et validé montre que ce dernier simule mieux la dynamique des cyanobactéries. Les mesures de terrain permettent un meilleur calage et donc un modèle plus performant. De plus, la validation sur une série de données indépendante apporte plus de fiabilité au modèle qui indique les processus jouant un rôle important sur la dynamique des cyanobactéries pendant la période de simulation. Par exemple, le suivi et la modélisation du lac ont montré que la prolifération des cyanobactéries est très perturbée par les épisodes de brassages qui se produisent dans le lac en raison de phénomènes météorologiques. Le phosphore semble être un facteur limitant de la croissance cyanobactérienne, ce qui doit orienter les stratégies de gestion du lac et de son bassin versant.

Notre modélisation présente des limites. De fait, les défaillances du modèle dans la prédiction du phytoplancton sont apparemment liées à l'absence de phosphore dans la colonne d'eau, ce qui peut être la conséquence, par exemple, d'une représentation inexacte de la consommation par le phytoplancton, ou d'une sous-estimation du relargage du phosphore provenant des sédiments. De plus, le ruissellement superficiel est une source importante de phosphore pour

le lac de Pampulha (Tableau 7.13) et il n'a pas été pris en compte. Dans le paragraphe suivant, les apports en nutriments simulés par le modèle hydrologique seront introduits dans la modélisation du lac et de ce fait, nous obtiendrons plus d'éléments pour évaluer le comportement du modèle du lac.

8.4. Modélisation couplée du lac de Pampulha et de son bassin versant

Grâce au couplage présenté dans le paragraphe précédent, les résultats de qualité des RUTPs simulées par SWMM ont été utilisés pour réaliser la modélisation intégrée. Comme pour les débits simulés, les concentrations en MES, NO₃, NH₄ et P_{total} simulées par SWMM peuvent être utilisées comme données d'entrée dans le modèle du lac, tout en sachant que des incertitudes importantes affectent ces concentrations. Malgré toutes les limites de la modélisation hydrologique, le couplage permet d'étudier la contribution apportée par la simulation des concentrations des polluants par rapport aux valeurs moyennes obtenues sur le terrain et utilisées jusqu'ici.

8.4.1. Préparation des données et calage du modèle

Les concentrations en nutriments fournies par le modèle hydrologique toutes les 10 min ont été multipliées par les débits correspondants pour obtenir les flux de chaque polluant au cours des 10 min. La somme de ces flux fournit le flux journalier (Figure A. 19, annexe 7) et en divisant par le volume d'eau journalier entrant dans le lac, la concentration moyenne journalière du polluant. Pour tenir compte du traitement de l'ETAF, les facteurs de réduction du Tableau 8.1 ont été appliqués, en ajoutant le facteur 0.40 pour les MES.

En plus des données utilisées dans la modélisation de la biomasse phytoplanctonique (paragraphe 8.3.1), les mesures de concentration en chl-a par les sondes spectrofluorométriques ont également été comparées aux résultats du modèle. Ces mesures ont été corrigées pour tenir compte de la sous-estimation des sondes par rapport à la méthode spectrophotométrique. Cette correction est basée sur la régression linéaire entre les données des sondes FluoroProbe (Figure 8.7) et AlgaeTorch (Figure 8.8), et les résultats de l'analyse spectrophotométrique. Pour la sonde FP, les mesures supérieures à 100 µg chl-a.L⁻¹ n'ont pas été incluses en raison des problèmes de sous-estimations dans le lac de Pampulha à partir de ce seuil (paragraphe 5.3). Ainsi, chaque mesure spectrofluorométrique de chl-a a été convertie en mesure spectrophotométrique, avec une fourchette de variation définie par l'intervalle de confiance de ±95% de l'équation obtenue à partir de la régression. L'intervalle

de confiance est représenté par des lignes bleues pointillées pour la sonde FP (Figure 8.7) et pour l'AlgaeTorch (Figure 8.8).

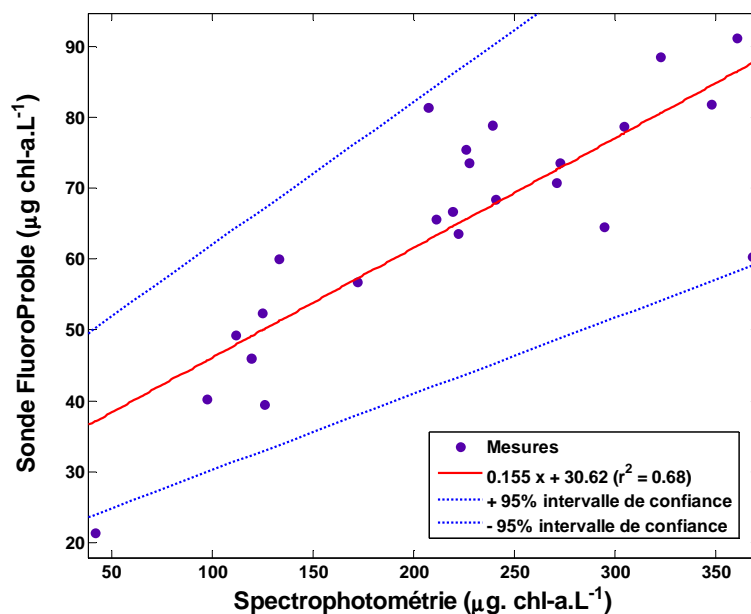


Figure 8.7 : Régression linéaire entre les mesures de la sonde Fluoroprobe ($< 100 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$) et les mesures spectrophotométriques

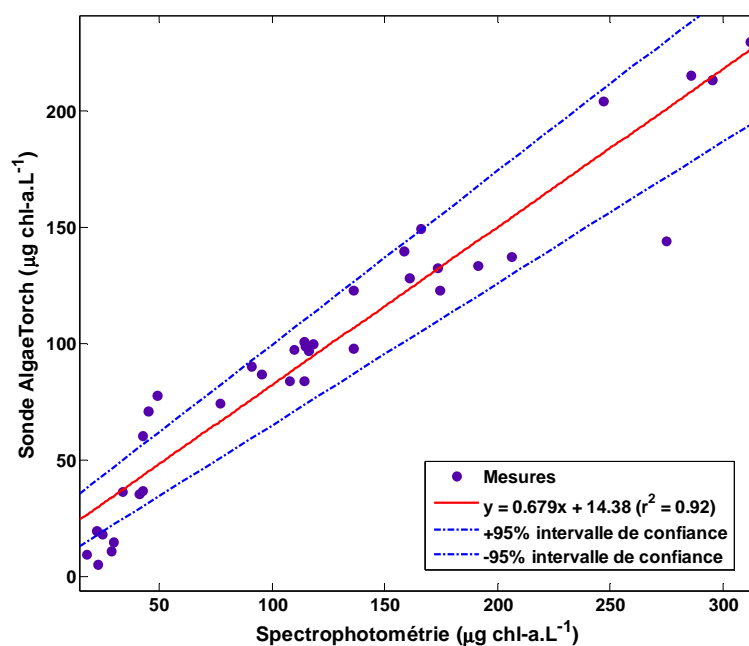


Figure 8.8 : Régression linéaire entre les mesures de la sonde AlgaeTorch et les mesures spectrophotométriques

Les incertitudes importantes des données de la FP sont montrées par l'amplitude de l'intervalle de confiance de l'équation de régression et par le coefficient de détermination,

selon lequel environ 30% de la variance des données n'est pas expliquée. Pour éviter de rajouter trop d'incertitudes dans l'analyse de performance du modèle qui lui-même, possède aussi des incertitudes inhérentes, seulement les données de la sonde AlgaeTorch seront utilisées dans la comparaison avec le modèle. En premier lieu, les paramètres du modèle calé (Tableau 8.2) ont été appliqués dans cette nouvelle simulation (S1), les MES étant rajoutées parmi les variables d'état. Dans un deuxième temps, le modèle du lac alimenté avec les concentrations en nutriments simulées par SWMM a été calé (voir paragraphe 8.3.2) pour les mêmes 18 paramètres et sur les mêmes périodes (Simulation S2).

8.4.2. *Performance du modèle*

Le fait d'inclure les concentrations en nutriments dans les débits affluents et la simulation des matières en suspension a amélioré légèrement la performance globale du modèle. Le NMAE est de 0.43 et 0.48, en période de calage et validation, respectivement. Le coefficient de corrélation a augmenté lors du calage ($r = 0.69$, $p < 0.004$) et un peu diminué pour la validation ($r = 0.73$, $p < 0.0001$). Le Tableau 8.4 résume les indices de performances du modèle du lac lors de chaque simulation. Au cours de la simulation S1, la biomasse phytoplanctonique atteint des valeurs plus importantes par rapport à la simulation réalisée dans le paragraphe précédent. La sous-estimation de la biomasse entre juillet et octobre 2012 existe toujours, mais elle est plus faible. En décembre 2012 et janvier 2013, les résultats du modèle sont plus proches des mesures de biomasse, probablement en raison des apports en nutriments par temps de pluie pris en compte dans cette simulation. La biomasse phytoplanctonique simulée est comparée aux mesures dans l'annexe 8 (Figure A. 20 et Figure A. 21).

Lors de la simulation S2, après recalage du modèle, les valeurs de 9 paramètres parmi les 18, ont changé. Pour les cyanobactéries : taux de croissance, absorption maximale du N, température optimale, coefficient d'atténuation et inclinaison de la courbe P-I. Pour les autres groupes phytoplanctoniques : taux de croissance, absorption maximale du P, coefficient d'atténuation et inclinaison de la courbe P-I (Tableau 8.3). Ces changements sont probablement liés au fait que lors du premier calage du modèle (paragraphe 8.3.2), celui-ci a essayé de compenser le manque des nutriments dans la colonne d'eau en ajustant certains paramètres clés pour la croissance algale.

Tableau 8.3 : Paramètres utilisés de calage du modèle DYCD sur le lac de Pampulha et leur intervalle de variation. Simulation S2.

Paramètre	Symbole	Unité	Intervalle de variation	Valeur attribuée (S2)
Groupe phytoplanctonique: Cyanobactéries				
Taux de croissance	μ_{maxC}	jour ⁻¹	0.25 – 1.60	1.60
Absorption maximale du N	UN_{maxC}	mg N (mg chl-a) ⁻¹ jour ⁻¹	0.2 – 4.8	0.71
Température optimale	T_{optC}	°C	25 – 35	29
Coefficient d'atténuation	k_e^C	ug chl-a L ⁻¹ m ⁻¹	0.01 – 0.02	0.02
Inclinaison de la courbe P-I	I_{kC}	μEm ⁻² s ⁻¹	15 – 180	33
Autres groupes phytoplanctoniques				
Taux de croissance	μ_{maxO}	jour ⁻¹	0.50 – 1.84	0.5
Absorption maximale du P	UP_{maxO}	mg P (mg chl-a) ⁻¹ jour ⁻¹	1.0 – 4.5	3.3
Coefficient d'atténuation	k_e^O	ug chl-a L ⁻¹ m ⁻¹	0.01 – 0.02	0.012
Inclinaison de la courbe P-I	I_{kO}	μEm ⁻² s ⁻¹	20 – 250	173

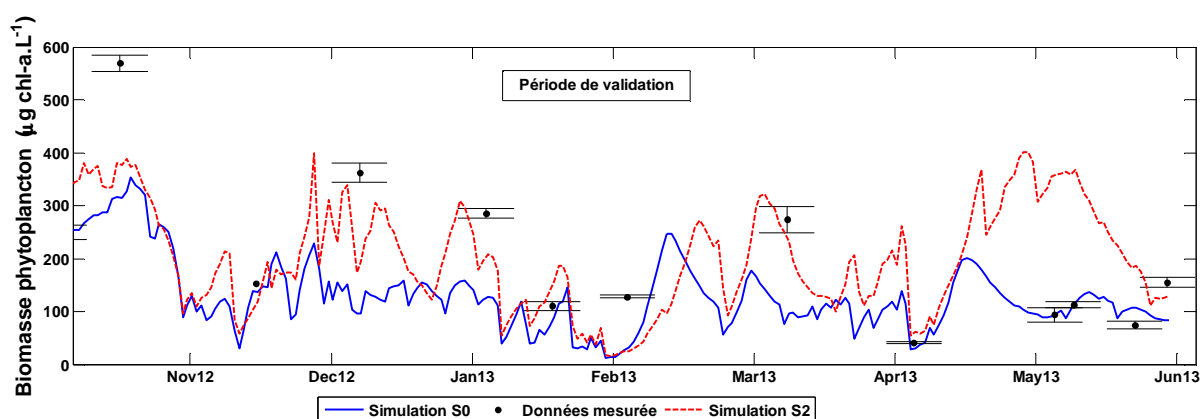
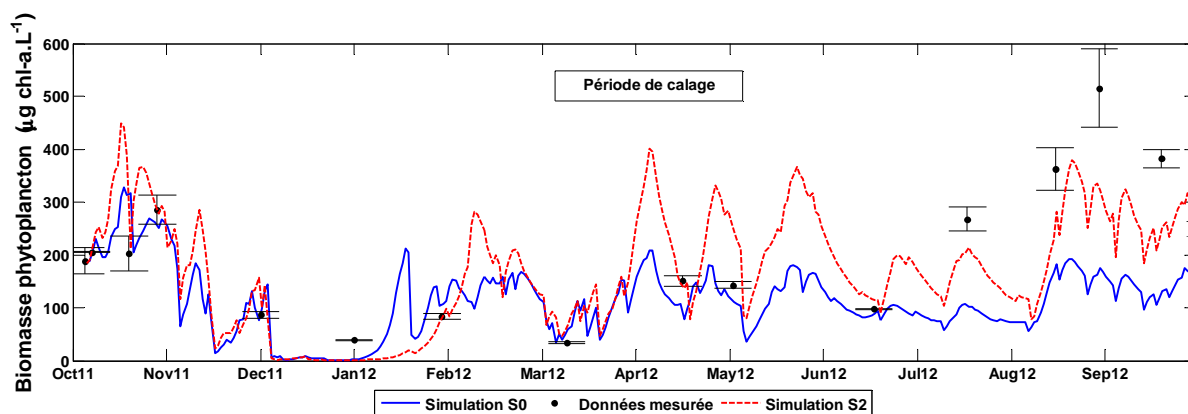
L'introduction des concentrations en nutriments simulées par le modèle hydrologique a entraîné l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique (Figure 8.9). Le modèle est sensiblement plus performant lors du calage, NMAE = 0.26 et $r = 0.88$ ($p < 0.0001$). Pour la validation, la performance du modèle s'est un peu dégradée (NMAE = 0.55 et $r = 0.52$ $p < 0.001$), en raison d'une surestimation de la biomasse phytoplanctonique modélisée à partir de mai 2013 (Figure 8.9, calage et Figure 8.10, validation). Pour le reste de la période de validation, cette simulation est plus performante que la simulation S0. Les profils verticaux simulés confirment la bonne performance du modèle à d'autres profondeurs lors de la période de validation (Figure 8.11). Dans cette figure, les mesures de la sonde AlgaeTorch ont été incluses.

Concernant les profils de concentration des nutriments dans la colonne d'eau, le modèle indique que les concentrations de nitrate sont plus élevées en surface, où les concentrations en oxygène sont élevées en raison des échanges avec l'interface eau-air et de la photosynthèse

phytoplanctonique. Le phosphate et l'ammonium sont présents en concentrations plus élevées à partir de 2.0 m de profondeur, lorsque la concentration en O₂ décroît. Ce comportement peut être aussi observé sur les mesures de terrain (Figures 8.12, 8.13 et 8.14).

Tableau 8.4 : Performance du modèle du lac lors des simulations

Simulation	NMAE		<i>r</i>	
	Calage	Validation	Calage	Validation
S0	0.43	0.54	0.57 (p=0.03)	0.77 (p=0.001)
S1	0.43	0.48	0.69 (p=0.004)	0.73 (p=10 ⁻⁴)
S2	0.26	0.55	0.88 (p=10 ⁻⁴)	0.53(p=0.001)



L'ammonium est plutôt bien représenté par le modèle, sauf en juin, juillet et août 2012 et avril, mai et juin 2013. À ce moment, les concentrations en ammonium dans le lac deviennent très élevées (Figure 8.12). La concentration en phosphate augmente aussi en juin et août 2012 et en avril 2013. L'augmentation de l'ammonium à cette époque de l'année a également été rapportée par Figueredo et Giani (2001).

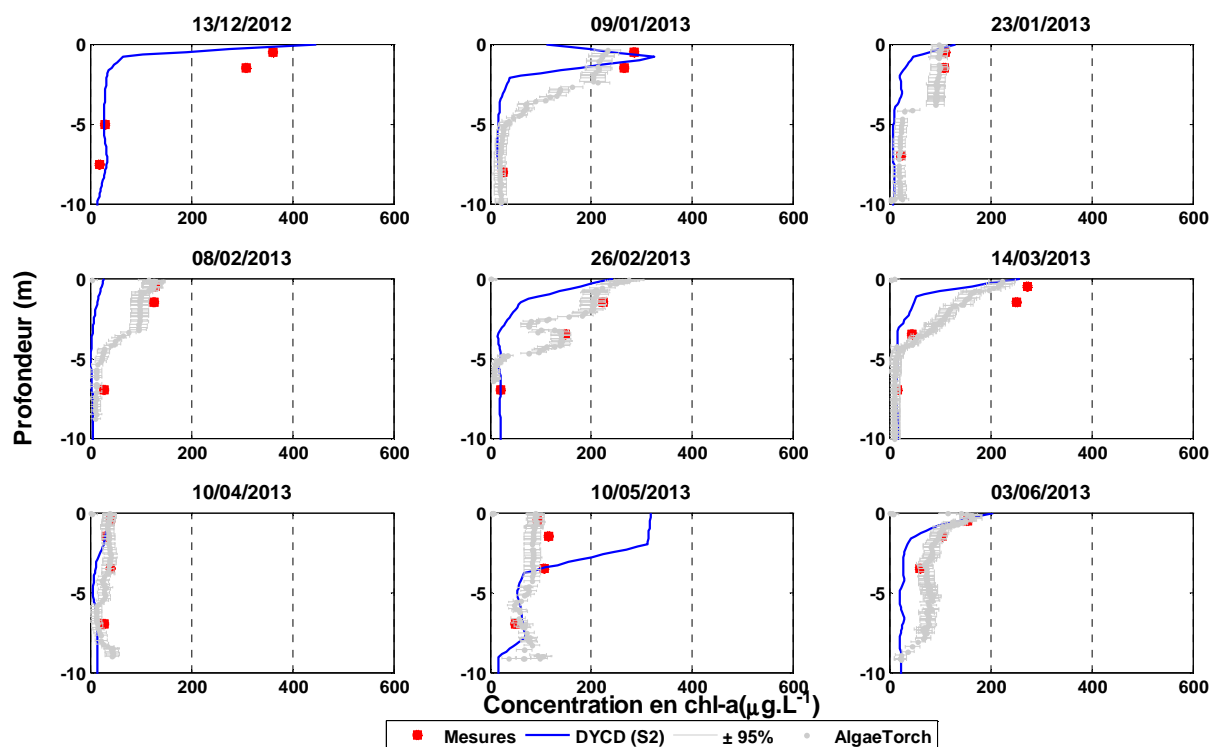


Figure 8.11 : Résultats du modèle du lac (ligne bleue) et mesures obtenues sur le terrain (points rouges) pour la biomasse phytoplanctonique à plusieurs profondeurs (Simulation S2). En gris, mesures corrigées de la sonde AlgaeTorch (intervalle de confiance : $\pm 95\%$).

Les raisons de ce phénomène ne sont pas encore totalement éclaircies. Des apports en ammonium plus importants n'ont pas été observés lors des campagnes mensuelles sur les cours d'eau Ressaca et Sarandi. Puisque l'ammonium apporté au lac provient surtout des eaux usées rejetées dans les cours d'eau, entre mai et octobre, la concentration pourrait augmenter dans la colonne d'eau en raison du temps de séjour plus élevé par rapport à la saison des pluies. Toutefois, les résultats du modèle n'ont pas permis de vérifier cette hypothèse et dans l'étude menée par Tôrres *et al.* (2007), la rétention d'ammonium dans le lac de Pampulha est plus importante par temps de pluie que par temps sec. Les concentrations élevées d'ammonium dans la couche superficielle coïncident avec des périodes de brassage. En juin, juillet et août 2012, l'écart mesuré de température entre la surface et le fond de la colonne d'eau était respectivement de, 0.3, 0.9 et 0.3 °C.

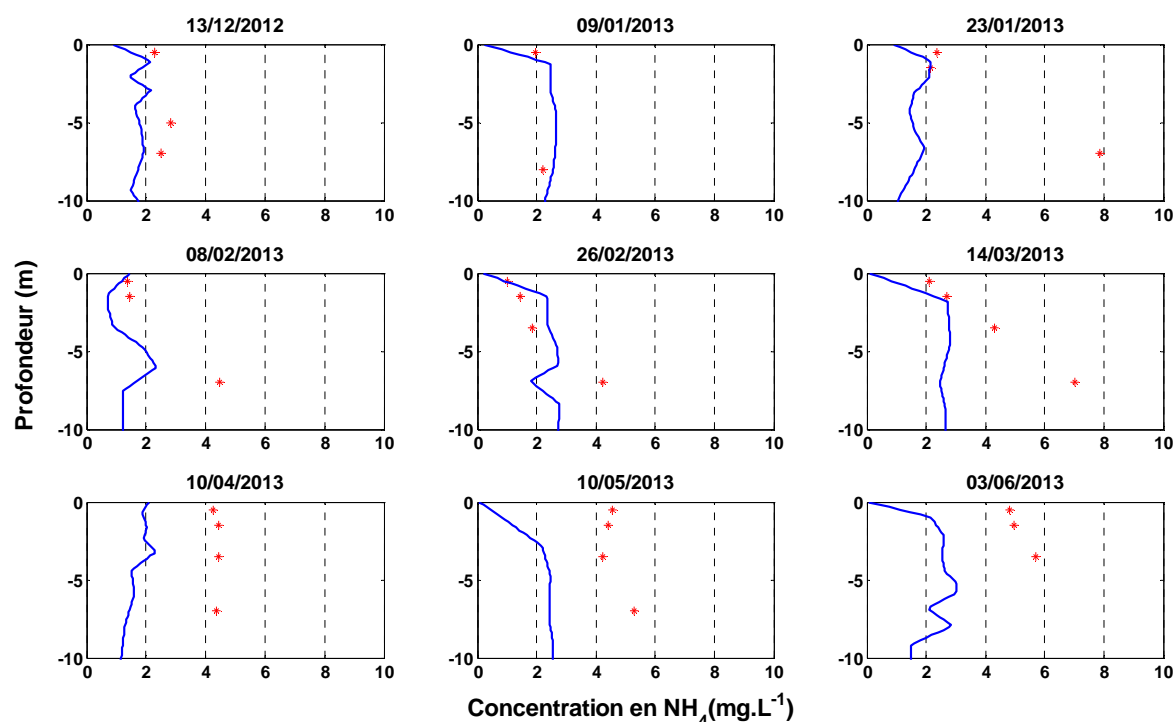


Figure 8.12 : Profils verticaux de concentrations en ammonium simulées (ligne bleue) et observées (points rouges). Simulation S2.

En avril, mai et juin 2013, la différence était respectivement de, 1.31, 0.27 et 1.66 °C. Lors du brassage, les couches d'eau plus profondes et plus concentrées en ammonium se mélangent avec les couches superficielles, ce qui résulte dans l'augmentation de la concentration en ammonium en surface. Cela devrait aussi se produire avec le phosphate, ce qui semble être le cas en juin et août 2012 et avril 2013 (Figure A. 22, annexe 9). Toutefois, le phosphate doit être plus rapidement absorbé par le phytoplancton que l'ammonium et en conséquence, leurs dynamiques ne sont pas toujours corrélées. Concernant les nitrates, un comportement décalé serait attendu, puisque leurs concentrations plus importantes sont dans les couches superficielles. Ce décalage est observé en 2012 (Figure A. 22, annexe 9).

L'hypothèse présentée ci-dessous doit encore être vérifiée sur d'autres périodes car plusieurs facteurs peuvent être impliqués (*e.g.* consommation par le phytoplancton, apport par les sédiments, apports ponctuels provenant des cours d'eau etc...) et leur interaction est complexe. Par exemple, lors des brassages par temps de pluie qui perturbent la prolifération phytoplanctonique, l'augmentation de la concentration en ammonium et phosphate à la surface n'a pas été observée (Figure A. 22, annexe 9).

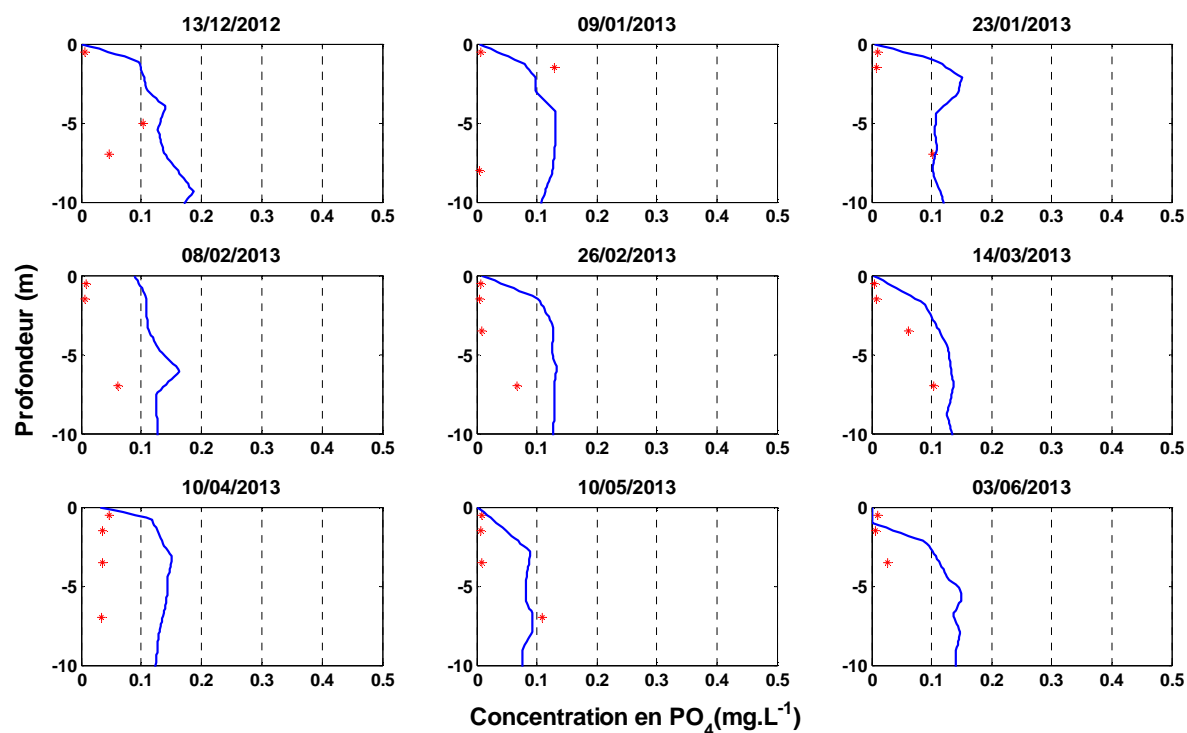


Figure 8.13 : Profils verticaux des concentrations en phosphate simulées (ligne bleue) et observées (points rouges). Simulation S2.

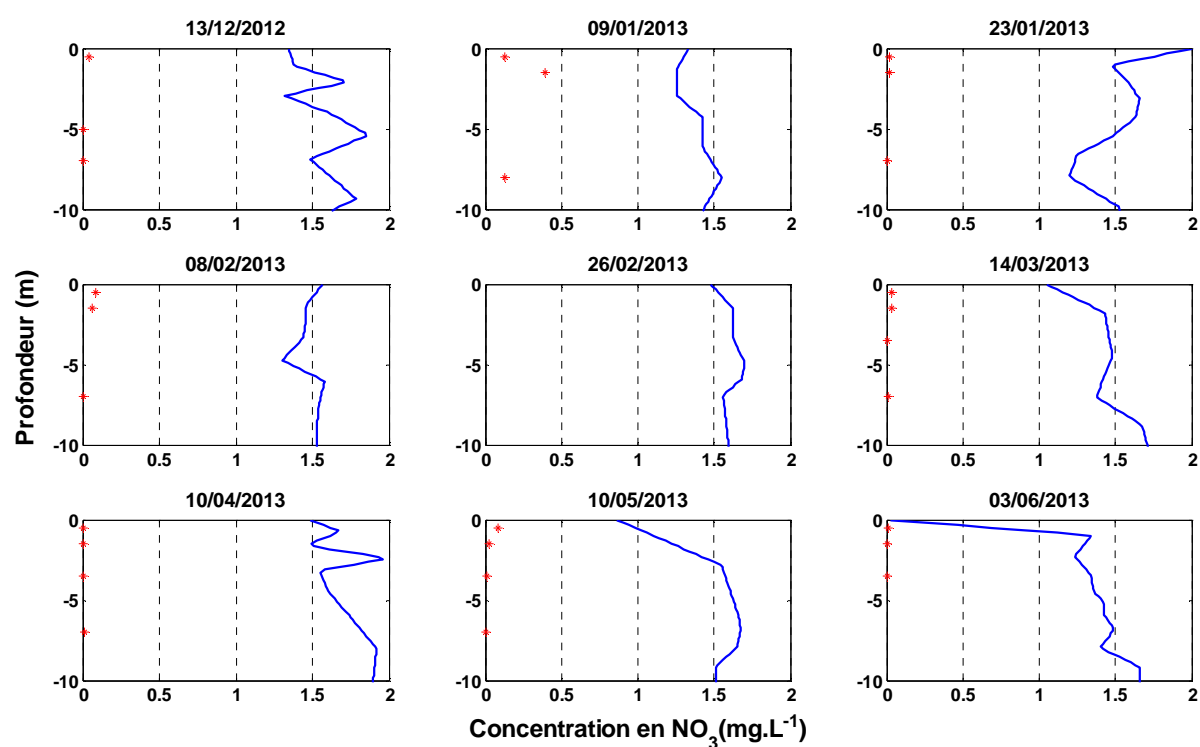


Figure 8.14 : Profils verticaux des concentrations en nitrate simulées (ligne bleue) et observées (points rouges). Simulation S2.

Concernant les phosphates et les nitrates, durant une grande partie de la période de simulation, le modèle surestime leurs concentrations (Figure 8.13 et Figure 8.14). Les paramètres impliqués dans le cycle des nutriments qui n'ont pas été calés pour l'instant, devront l'être pour les simulations ultérieures. Par exemple, les taux de minéralisation des formes organiques des nutriments, les taux de nitrification et dénitrification de l'azote et les taux de relargage ont été ajustés dans les modèles des lacs Ravn en Danemark, Rotorua, Okareka et Ellesmere en Nouvelle Zélande (Burger *et al.*, 2008, Trolle *et al.*, 2008, Trolle *et al.*, 2010).

8.4.1. Conclusions et perspectives pour la modélisation du lac de Pampulha

L'utilisation des flux de nutriments simulés par le modèle hydrologique dans le modèle du lac a permis d'améliorer la performance de celui-ci dans la simulation de la biomasse des cyanobactéries. Par rapport à la première application du modèle (paragraphe 8.2), son application plus complète, s'appuyant sur une base de données plus importante, a permis d'augmenter sa capacité explicative de la biomasse phytoplanctonique.

Les résultats de la simulation de la biomasse phytoplanctonique à partir du modèle couplé (débit et qualité de l'eau) ont été assez corrects. Si la simulation de la dynamique des nutriments dans la colonne d'eau est moins satisfaisante, le modèle apporte néanmoins des hypothèses pour aider à comprendre la dynamique du lac de Pampulha.

D'après nos résultats de modélisation et du suivi du lac, la température de l'eau, les stratifications et déstratifications thermiques, le lessivage provoqué par les débits de temps de pluie et la lumière disponible dans la colonne d'eau, fonction du rayonnement solaire, des nuages et la turbidité du lac, sont des facteurs qui jouent un rôle important dans la disponibilité des nutriments et dans la croissance algale dans le lac de Pampulha.

Des améliorations de la modélisation du lac de Pampulha peuvent être envisagées. En ce qui concerne les nutriments, compte tenu que le modèle du lac n'a pas été calé pour les simuler, les résultats présentés pour le PO_4 , NH_4 et NO_3 sont assez satisfaisants. Dans une étape ultérieure, le modèle du lac alimenté avec les données hydrologiques simulées par SWMM peut être calé pour simuler la dynamique des nutriments. Les facteurs de réduction appliqués en raison du traitement de l'ETAF pourraient aussi être ajustés de façon à prendre en compte les processus qui se produisent entre l'entrée du lac et le point du suivi pour chaque nutriment.

8.5. Conclusions de la Partie III

La troisième partie de cette thèse porte sur le couplage d'un modèle hydrologique et d'un modèle de simulation de la dynamique cyanobactérienne dans le lac de Pampulha. Le calage des paramètres des modèles s'appuie sur des mesures de terrain. Un schéma des étapes de cette modélisation couplée est présenté sur la Figure 8.15. Cette modélisation couplée (schéma sur la Figure 8.15) nous a permis de rendre compte de la relation entre le bassin versant et le développement des proliférations phytoplanctoniques dans notre site d'étude.

Si les résultats des modèles ne sont pas toujours satisfaisants, ils fournissent néanmoins, des éléments d'explication sur la dynamique du phytoplancton et son rapport avec les débits par temps sec et par temps de pluie provenant du bassin versant. Des améliorations sont envisagées pour les deux modèles.

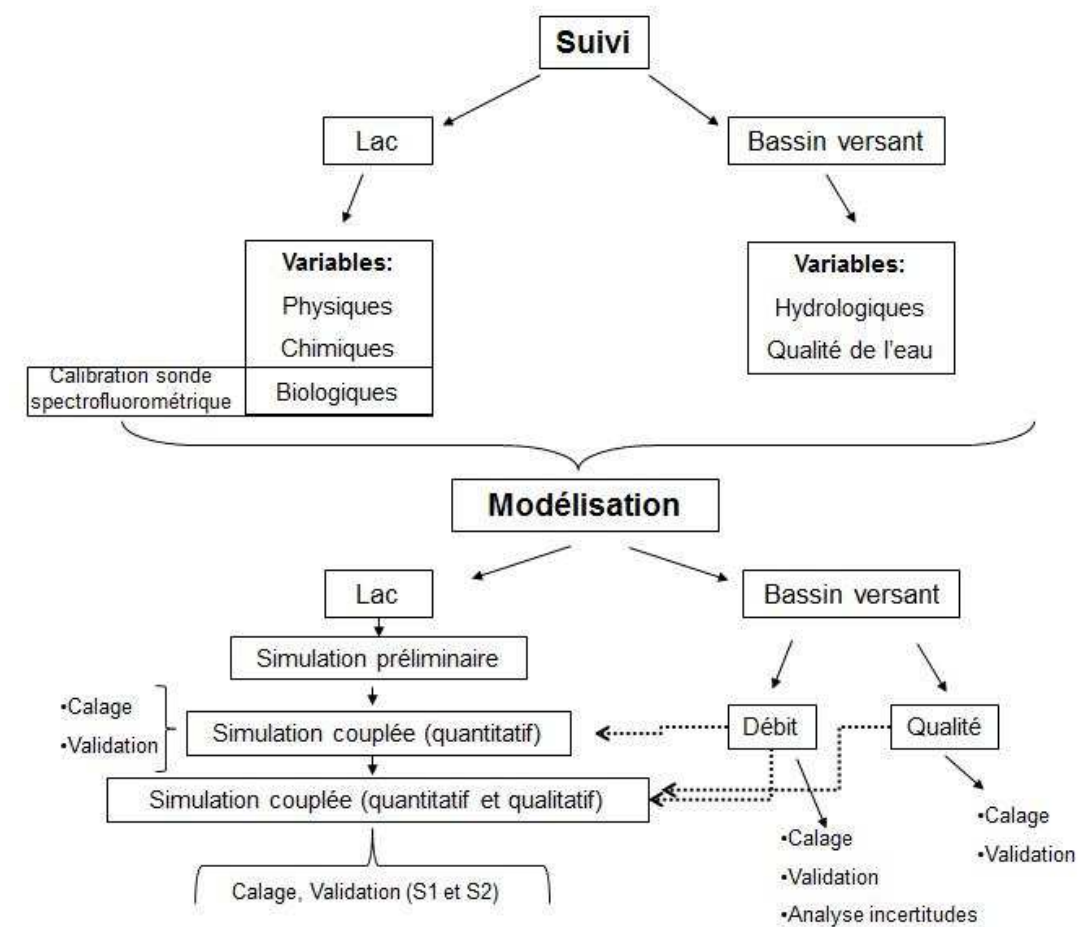


Figure 8.15 : Schéma du suivi et de la modélisation intégrée appliquée au lac de Pampulha et son bassin versant

SYNTHESE ET PERSPECTIVES

Ce travail de recherche s'est appuyé d'une part sur les avancées technologiques en ce qui concerne les équipements de surveillance de la qualité de l'eau et d'autre part sur des modèles déterministes existants pour mieux comprendre la dynamique des cyanobactéries dans un type particulier d'écosystème, des lacs soumis à des pressions urbaines.

Face aux contraintes imposées par les méthodes traditionnelles de surveillance de la qualité de l'eau (le coût, le manque de réactivité, le fort besoin de personnel spécialisé et la faible représentativité spatiale et temporelle des données), d'autres techniques ont été développées dans le but d'améliorer la qualité et la représentativité des données, ainsi que de réduire leur coût. Dans ce contexte, les stations de surveillance à distance, constituent une option de plus en plus envisagée pour le suivi du phytoplancton dans les milieux lacustres.

Des données à haute fréquence sont aujourd'hui disponibles et des phénomènes jamais observés auparavant dans les écosystèmes lacustres peuvent maintenant être étudiés en détails. Dans un lac urbain français dont le principal problème environnemental vient des fréquentes proliférations de cyanobactéries, un système *in situ* de surveillance en continu a fourni des données qui ont révélé que des changements importants de la biomasse algale peuvent se produire dans l'intervalle de quelques jours. En outre, l'utilisation des données à haute fréquence pour caler et valider un modèle hydrodynamique a permis de reproduire la dynamique des cyanobactéries sur des périodes de courte durée avec un bon niveau de fiabilité. Cette modélisation peut être mise en œuvre conjointement avec la prévision météorologique afin d'anticiper avec quelques jours d'avance, des efflorescences cyanobactériennes.

Les résultats obtenus pour la modélisation du lac d'Enghien montrent que le couplage des mesures à haute fréquence à des modèles déterministes est une méthode prometteuse qui peut contribuer à mieux comprendre la dynamique des cyanobactéries dans les lacs urbains. Une meilleure compréhension des phénomènes qui se produisent dans les écosystèmes lacustres aide à faire face aux futurs défis en matière de gestion des eaux urbaines, tels les changements climatiques et les pressions anthropiques dans l'environnement.

Sur notre site d'étude principal, le lac brésilien de Pampulha et son bassin versant, l'utilisation d'une sonde spectrofluorométrique s'est montré un outil utilisable pour suivre la dynamique du phytoplancton et des cyanobactéries dominantes dans ce lac. Le calage de la sonde avec la

méthode utilisée dans la détermination de la chl-a est nécessaire lorsque des comparaisons entre les mesures obtenues par les deux méthodes doivent être effectuées. La sonde spectrofluorométrique est capable d'estimer la biomasse des cyanobactéries indépendamment des espèces. Toutefois, les tests en laboratoire indiquent que la sonde sous-estime leur biomasse lorsque des espèces coloniales et de l'ordre *Oscillatoriales* sont présentes. Dans le premier cas, cette sous-estimation peut être due au fait que les cellules à l'intérieur de la colonie ne sont pas atteintes par la lumière d'excitation émise par la sonde. Dans le cas des *Oscillatoriales*, des tests en laboratoire ont montré que ces espèces émettent moins de fluorescence par unité de chl-a que les autres espèces cyanobactériennes. Il faut également tenir compte des limites d'utilisation de la sonde, qui à partir d'une certaine concentration en chl-a (en dessus de 100 $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ dans le lac de Pampulha) atteint son seuil maximal de détection et peut sous-estimer la biomasse phytoplanctonique. De même, pour les groupes phytoplanctoniques non dominants, les mesures de la sonde ne fournissent pas des estimations fiables car elles sont perturbées par le signal émis pour le groupe prédominant.

Les mesures fournies par la sonde, ainsi que d'autres données obtenues lors du suivi mené sur le lac et sur le bassin versant de Pampulha ont servi au calage et à la validation du modèle hydrologique et du modèle du lac. Le suivi du bassin versant et les résultats du calage du module de qualité de l'eau du modèle hydrologique ont montré que les eaux usées rejetées dans les cours d'eaux Ressaca et Sarandi sont une source importante d'ammonium. Lors des événements pluvieux, les débits plus importants ne font que diluer les concentrations d'ammonium dans les cours d'eau. Pour les autres polluants, MES, NO_3 et P_{total} , le ruissellement urbain représente une source d'apport significative. Le modèle hydrologique a réussi à reproduire correctement les débits ruisselés sur les sous-bassins Ressaca et Sarandi. Cependant, la modélisation de la qualité de l'eau est moins satisfaisante. Des difficultés inhérentes au modèle ont rendu son calage très délicat et peu fructueux. Les incertitudes sur les résultats restent importantes et un suivi plus détaillé est nécessaire pour améliorer les capacités prédictives du modèle.

Pendant le suivi du lac de Pampulha, les cyanobactéries étaient le groupe phytoplanctonique dominant pendant la majeure partie du temps. Au sein de ce groupe, la dominance de *Planktothrix isothrix* et *Cylindrospermopsis raciborskii* a alterné. La modélisation du lac Pampulha s'est améliorée au fur et à mesure que le niveau de complexité du modèle a augmenté et que plus de données étaient disponibles pour le calage et la validation. L'introduction des débits et de la qualité de l'eau simulés par le modèle hydrologique a

amélioré les résultats tant dans l'étape de calage que lors de la validation. Le modèle n'a pas été calé pour reproduire la concentration des nutriments dans le lac, mais il suit à peu près la dynamique du phosphate et de l'ammonium.

De plus, les résultats des deux modèles, modèle hydrologique et modèle du lac, ont fourni des pistes sur les phénomènes clés impliqués dans la dynamique des cyanobactéries :

- Selon le modèle, la croissance des cyanobactéries est limitée plutôt par le phosphore. Cette hypothèse est soutenue d'une part, par l'absence des hétérocytes dans les cyanobactéries de l'espèce *C. raciborskii*. D'autre part, des études précédentes ont montré que la station de traitement des eaux fluviales à l'entrée principale du lac n'est pas efficace dans le traitement d'ammonium. Du coup les cyanobactéries dans le lac de Pampulha ont une source constante d'ammonium fournie par les eaux usées rejetées dans les cours d'eau affluents.
- Les événements pluvieux lors de la saison humide ont un double rôle dans la dynamique des cyanobactéries : d'une part, ils apportent du phosphore qui soutient une biomasse des cyanobactéries assez élevée pendant la période sèche. Ceci est mis en évidence lorsqu'on est passé du modèle couplé au niveau des débits au modèle couplé incluant la qualité de l'eau des affluents. D'autre part, en été, les températures de l'air sont plus élevées, le lac se trouve stratifié et les conditions sont propices au développement des cyanobactéries qui se retrouvent concentrées dans les premiers mètres de la colonne d'eau. De fait, au-dessous de 2.0 m, il y a très peu de lumière pour la croissance des espèces cyanobactériennes. A ce moment, les pluies qui se produisent peuvent interrompre la prolifération cyanobactérienne en raison surtout du brassage de la colonne d'eau.
- Le brassage en période sèche et fraîche semble avoir un effet important sur la disponibilité en ammonium et phosphate dans les couches superficielles de la colonne d'eau. Ceci peut être à l'origine des proliférations importantes telle celle qui s'est produite en août 2012.

Ces phénomènes ont été mis en évidence par le modèle et ont pu être vérifiés à partir des mesures de terrain. Ces résultats sont utiles pour la gestion des eaux du lac et de son bassin versant. Ainsi, l'ETAF n'est pas très efficace dans la prévention des proliférations algales, puisque par temps sec, elle ne réussit pas à réduire les apports en ammonium. Par temps de pluie, lorsque les apports plus importants en phosphore se produisent, sa capacité de

traitement est largement dépassée et les rejets par temps de pluie sont déversés directement dans le lac.

Les résultats obtenus sur le site d'étude brésilien ont permis d'avancer sur une question très importante dans la gestion des ressources hydriques : le couplage entre les aspects quantitatifs et qualitatifs liés au cycle de l'eau en milieu urbain. Si ce couplage a été appliqué pour un lac spécifique, ceci n'empêche pas que la méthodologie puisse être appliquée ailleurs, en profitant des connaissances déjà acquises sur le lac de Pampulha.

Avant de passer aux perspectives de recherche sur le lac de Pampulha suite aux conclusions apportées par cette thèse, il est important de tracer un bilan sur les étapes accomplies jusqu'ici et celles doivent être réalisées dans un futur proche :

1. Obtention de données sur le lac:
 - a. suivi mené au cours de presque deux années sur les variables physiques, chimiques et biologiques (phytoplancton) du lac par des campagnes de fréquence mensuelle, voire plus fréquentes lors de certaines périodes.
 - b. Etalonnage d'une sonde spectrofluorométrique pour permettre le suivi des groupes phytoplanctoniques dans le lac.
2. Obtention de données sur le bassin versant :
 - a. utilisation des données en continu de pluviométrie et niveau d'eau obtenues par la mairie. Ces dernières ont été transformées en débits grâce à des campagnes réalisées pour la mesure couplée de la vitesse de l'écoulement et du niveau d'eau.
 - b. Suivi de la qualité de l'eau mené à l'échelle mensuelle/bimestrielle au cours d'une année et événementielle (six événements échantillonnés).
3. Modélisation du ruissellement superficiel dans le bassin versant :
 - a. modèle calé et validé qui représente de façon satisfaisante la production et le transfert du ruissellement au sein du bassin versant.
 - b. Concernant la qualité des eaux ruisselées, le modèle a été mis au point, toutefois son calage et validation ont des performances moyennement satisfaisantes.
4. Modélisation du lac :

- a. le modèle calé et validé avec différents niveaux de complexité a montré une bonne capacité explicative de la dynamique du phytoplancton, composé plutôt par des cyanobactéries, à moyen terme dans le lac de Pampulha.
5. Couplage entre le modèle hydrologique et le modèle du lac :
- a. couplage effectué en deux étapes, d'abord en prenant en compte les aspects quantitatifs et ensuite, en rajoutant les aspects qualitatifs.

Ce qui reste encore à accomplir dans cette modélisation couplée concerne la mise en place d'une procédure pour évaluer les incertitudes présentes dans les modèles et la construction des scénarios pour simuler des changements dans le bassin versant et les respectives réponses du milieu récepteur. Le modèle hydrologique quantitatif a déjà fait l'objet d'une analyse d'incertitude. Les incertitudes du modèle de qualité de l'eau du ruissellement superficiel et du modèle du lac sont encore à estimer, ainsi que dans quelle mesure les incertitudes du modèle hydrologique se répercutent dans la modélisation des cyanobactéries. Une fois exécutée cette analyse, les résultats fournis par le modèle intégré pourront être interprétés de façon plus réaliste, ce qui est très important dans l'évaluation des scénarios. Ceux-ci pourront être construits pour simuler des changements dans les bassins versants, ainsi que des changements globaux: (i) des changements climatiques tels que l'augmentation de la température de l'air, et des changements dans le régime des précipitations; (ii) la variation du volume d'eau à l'entrée du lac; (iii) la dégradation de la qualité d'eau dans le milieu récepteur en raison de l'intensification de l'occupation des sols, de l'expansion des zones imperméables, ou à l'inverse (iv) l'amélioration de la qualité de l'eau en raison des perfectionnements des systèmes d'assainissement. Suite à l'établissement des scénarios, la réponse du lac pourra être simulée à l'aide de l'approche intégrée que nous avons développée.

Les résultats obtenus nous amènent à réfléchir sur la suite du travail de recherche concernant les lacs urbains. Spécifiquement pour le lac de Pampulha, trois thématiques de recherches se dégagent : le suivi en continu et à haute fréquence du lac et de son bassin versant ; l'extension de la recherche à d'autres variables de qualité des eaux du lac et une analyse rétrospective de l'évolution du lac depuis les années 1980, à partir de quand des données sont disponibles.

L'utilisation de la sonde spectrofluorométrique lors de quelques campagnes a indiqué les avantages et les limites du suivi *in situ* dans le lac de Pampulha. Le suivi à haute fréquence du phytoplancton dans le lac de Pampulha à l'aide d'une station flottante automatique, comme cela a été réalisé pour le lac d'Enghien, est une option envisageable dans le cadre du projet

MAPLU II. Ce suivi pourrait être couplé au suivi à haute fréquence du bassin versant, en équipant la station après la confluence des cours d'eau Ressaca et Sarandi avec des capteurs automatiques pour mesurer la température de l'eau, la conductivité et la turbidité. Ce couplage des données à haute fréquence obtenues sur le lac et dans le bassin versant pourra fournir des informations sur les phénomènes qui se produisent à petite échelle de temps lors des événements pluvieux et corroborer ou pas les résultats de la modélisation. Plus précisément, il serait intéressant de mieux évaluer l'influence des pluies, leur intensité, durée et temps de retour, et des débits engendrés sur les proliférations algales en été.

La dynamique des cyanobactéries n'est qu'un aspect parmi les différents aspects à analyser pour bien comprendre le rapport entre la qualité des eaux d'un milieu récepteur et le bassin versant. Certes, dans le cas du lac de Pampulha, les proliférations phytoplanctoniques constituent un problème majeur et urgent. Toutefois, des travaux sont également nécessaires pour évaluer la dynamique des métaux traces, les micropolluants organiques et la contamination des sédiments,... Concernant les métaux, une thèse qui vise à évaluer le rapport de leur spéciation et la dynamique phytoplanctonique dans le lac de Pampulha est déjà en cours et pourra fournir plus d'éléments sur cette thématique prochainement.

C'est depuis les années 1980 que la dégradation de la qualité des eaux du lac de Pampulha a attiré l'attention des chercheurs et des gestionnaires. Les premières données obtenues sur ce lac datent donc de cette époque. Depuis lors, beaucoup de choses ont changé au niveau du mode d'occupation du bassin versant et de la dynamique du lac elle-même. Les données obtenues jusqu'à présent peuvent être utilisées dans l'approche de modélisation couplée développée dans cette thèse, pour évaluer rétrospectivement les changements qui ont eu lieu et essayer de les expliquer en se basant sur les changements qui se sont produits au sein du bassin versant.

REFERENCES

- Ahlgren, I.; Frisk, T.; Kamp-Nielsen, L. (1988). Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. *Hydrobiologia*, v. 170, n. 1, p. 285 – 303.
- Alberti, M.; Booth, D.; Hill, K.; Coburn, B.; Avolio, C.; Coe, S. et Spirandelli, D (2007). The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: An empirical analysis in Puget lowland sub-basins. *Landscape and Urban Planning*, v.80, n.4, p.345-361.
- Allan, I. J.; Vrana, B.; Greenwood, R.; Mills, G. A.; Roig, B. Et Gonzalez, C. (2006). A "toolbox" for biological and chemical monitoring requirements for the European Union's Water Framework Directive. *Talanta*, v.69, n.2, p. 302 – 322.
- Allen, J.I.; Eknes, M.; Evensen, G. (2003). An ensemble Kalman Filter with a complex marine ecosystem model: hind casting phytoplankton in the Cretan Sea. *Annales Geophysicae*, v. 21, p. 399 – 411.
- APHA (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20 ed, Washington, EUA: American Public Health Association.
- Arheimer, B.; Olsson, J. (2003). *Integration and coupling of hydrological models with water quality models: applications in Europe*. Rapport de l'Institut Météorologique et Hydrologique Suédois, Norrköping Sweden, 49 p.
- Arhonditsis, G. B. et Brett, M. T. (2005). Eutrophication model for Lake Washington (USA) Part I. Model description and sensitivity analysis. *Ecological Modelling*, v. 187, p. 140 – 178.
- Avellaneda, P. ; Ballesteros, T. P. ; Roseen, R. M. ; Houle, J. J. (2009). On parameter estimation of urban storm-water runoff model. *Journal of environmental engineering*, ASCE, p. 595 – 608.
- Bachoc, A.; Chebbo, G., Mouchel, J. M. (1992). *La pollution des rejets pluviaux urbains: son importance, ses caractéristiques, quelques éléments sur ses origines et son interception*, p. 9 -23. In Tassin, B. ; Thevenot D. (1992). *Rejets urbains par temps de pluie : pollutions et nuisances*, Presss de l'école nationale des Ponts et Chaussées, Paris (France) : 257 p.
- Baek, Y-W. ; An, Y-J. (2010). Assessment of toxic heavy metals in urban lake sediments as related to urban stressor and bioavailability. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 171, p. 529 – 537.
- Baptista, M. ; Nascimento, N. O.; Barraud, S. (2011). *Técnicas compensatórias em drenagem urbana*. Porto Alegre, Brésil: ABRH, 318 p.
- Bartsch, A. F. (1970). Accelerated eutrophication of lakes in the United States: ecological response to human activities. *Environmental Pollution*, v. 1, p. 133 – 140.
- Beck, M. B. (1987). Water quality modelling. *Water Science and Technology*, v. 24, n. 6, p. 1 – 8.
- Becker, A. ; Meister, A. ; Wilhelm, C. (2002). Flow cytometric discrimination of various phycobilin-containing phytoplankton groups in a hypertrophic reservoir. *Cytometry*, v. 48, p. 45 – 57.

- Benndorf, J. R.; Recknagel, F. (1982). Problems of application of the ecological model salmo to lakes and reservoirs having various trophic states. *Ecological Modelling*, v. 17, n. 2, p. 129 – 145.
- Bennett, N. D.; Croke, B. F. W.; Guariso, G.; Guillaume, J. H. A.; Hamilton, S. H.; Jakeman, A. J.; Marsili-Libelli, S.; Newhama, L. T. H.; Norton, J. P.; Perrin, C.; Pierce, S. A.; Robson, B.; Seppelt, R.; Voinov, A. A.; Fath, B. D.; Andreassian, V. (2013). *Environmental Modelling & Software*, v. 40, p. 1 – 20.
- Bertrand-Krajewski, J. L.; Laplace, D.; Joannis, C.; Chebbo, G. (2000). *Mesures en Hydrologie urbaine et assainissement*. Paris: Editions Technique & Documentation, 793 p.
- Beutler, M.; Wiltshire, K.; Meyer, B.; Moldaenke, C.; Lüring, C.; Meyerhöfer, M.; Hansen, U. P. Et Dau, H. (2002). A fluorometric method for the differentiation of algal populations *in vivo* and *in situ*. *Photosynthesis Research*, v. 72, n. 1, p. 39 – 53.
- Beutler, M. (2003). Spectral fluorescence of chlorophyll and phycobilins as an in-situ tool of phytoplankton analysis – models, algorithms and instruments. PhD Thesis, Christian-Albrechts- Universität, Kiel, Allemagne, 174 p.
- Birch, S.; McCaskie, J. (1999). Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*, v. 395/396, p. 365 – 377.
- Blenckner, T.; Adrian, R. Livingstone, D. M.; Jennings, E.; Weyhenmeyer, G. A.; Glen George, D.; Jankowski, T.; Järvinen, M.; Cairtriona, N. A, Nöges, T.; Straile, D.; Teubner, K. (2007). Large-scale climatic signatures in lakes across Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology*, v. 13, p. 1314 – 1326.
- Bonilla, S.; Aubriot, L.; Soares, M. C. S.; González-Piana, M.; Fabre, A.; Huszar, V. L. M.; Lüring, M.; Antoniadis, D.; Padisák, J.; Kruk, C. (2011). What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiology Ecology*, v. 79, p. 594 – 607.
- Bonnary, M. (2011). *Modélisation d'un bassin hydrologique : application au bassin de Pampulha (Belo Horizonte, Brésil)*. Rapport de stage. Ecole des Ponts ParisTech : Paris, France, 86 p.
- Booth, D. B.; Jackson, C. R. (1997). Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, v. 33, n. 5, p. 1077 – 1090.
- Bowen, J. D.; Hieronymous, J. W. (2003). A CE-QUAL-W2 model of Neuse estuary for total maximum daily load development. *Journal of Water Resources, Planning and Management*, v. 129, n. 283 - 294.
- Brasil (2006). *Plano Nacional de Recursos Hídricos*. Síntese executiva. Ministério do Meio Ambiente e Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília: MMA, 143 p.
- Bressy, A. (2010). *Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion à l'amont*. Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris-Est, France : 332 p.
- Campbell, D. ; Hurry, V.; Clarke, A. K.; Gustafsson, P.; Öquist G. (1998). Chlorophyll fluorescence analysis of cyanobacterial photosynthesis and acclimation. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, v. 62, n. 3, p. 667 – 683.

- Cao, H.; Recknagel, F.; Cetin, L. ; Zhang, B. (2008). Process-based simulation library SALMO-OO for lake ecosystems. Part 2: Multi-objective parameter optimization by evolutionary algorithms. *Ecological Informatics*, v. 3, n. 2, p. 181 – 190.
- Carpenter, S. R. ; Caraco, N. F. ; Correl, D. L. ; Howarth, R. W.; Sharpley, A. N.; Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface water with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, v. 8, n. 3, p. 559 – 568.
- Catherine, A.; Quiblier, C.; Yéprémian, C.; Got, P.; Groleau, A.; Vinçon-Leite, B.; Bernard, C.; Troussellier, M. (2008). Collapse of a *Planktothrix agardhii* perennial bloom and microcystin dynamics in response to reduced phosphate concentrations in a temperate lake. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 65, p. 61 – 73.
- Catherine, A. (2009). *Déterminisme des efflorescences et de la toxicité des cyanobactéries en milieu périurbain (Ile-de-France)*. Ecole Doctorale Sciences de la Nature et de l'Homme, Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, 244 p.
- Catherine, A.; Escoffier, N.; Belhocine, A.; Nasri, A. B.; Hamlaoui, S.; Yéprémian, C.; Bernard, C.; Troussellier, M. (2012). On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. *Water Research*, v.46, n.6, p.1771-1784.
- Cellamare, M.; Rolland, A. ; Jacquet, S. (2010). Flow cytometry sorting of freshwater phytoplankton. *Journal of Applied Phycology*, v. 22, p. 87 – 100.
- Chang, D-W.; Hobson, P.; Burch, M.; Lin, T-F. (2012). Measurement of cyanobacteria using in-vivo fluoroscopy – Effect of cyanobacterial species, pigments, and colonies. *Water Research*, v. 46, p. 5037 – 5048.
- Chen, X.; Yang, X. Dong, X., Liu, E. (2013). Environmental changes in Chaohu Lake (southeast , China) since the mid 20th century: The interactive impacts of nutrients, hydrology and climate. *Limnologica*, v. 43, p. 10 -17.
- Chocat, B. (coord.), (1997). *Encyclopédie de l'Hydrologie Urbaine et de l'Assainissement*. Eurydice 92, Technique & Documentation, Lavoisier, p. 1124.
- Chorus, I. et Bartram, J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: Spon/Chapman & Hall, 400 p.
- Cole, T. M.; Wells, S. A. (2008). *CE-QUAL-W2: two dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model*. Version 3.6. Departement of Civil and Environmental Engineering, Portland State University. Portland, EUA.
- CONAMA, (2005). Resolução CONAMA n° 357/2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente, Brasil. www.mma.gov.br.
- Cooke, G. D.; Welch, E. B.; Peterson, S. A.; Nichols, S. A. (2005). *Restoration and Management of Lakes and Reservoirs*. 3 ed. Boca Raton, EUA: Taylor & Francis Group, 575 p.
- Cooper, C. G. (1996). *Hydrologic effects of urbanization on Puget Sound lowland streams*. Master's thesis, Department of Civil Engineering, University of Washington, Seattle. In Brabec, E.; Schulte, S.; Richards, P. L. (2002). Impervious surfaces and water quality : A review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*, v. 16, n. 4, p. 499 – 514.
- Coutinho, W. (2007). *Emprego da Flotação a ar dissolvido no tratamento de cursos d'agua. Avaliação do desempenho da Estação de Tratamento dos Corregos Ressaca e Sarandi*

- afluente à Lagoa da Pampulha. Programa de Pos-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (Brasil), 104 p.
- CPRM, (2001). Estudo Hidrogeológico da Bacia da Lagoa da Pampulha. CPRM - Serviço geológico do Brasil, Beato, D. A. C. (ed.), Belo Horizonte: CPRM, 151 p.
- Crobeddu, E.; Bennis, S.; Rhouzlane, S.; (2007). Improved rational hydrograph method. *Journal of Hydrology*, v. 338, n. 1 – 2, p. 63 – 72.
- Dau, H. (1998). Chlorophyll fluorescence measurements for assessment of primary production in aquatic ecosystems - the basics. *Rostck. Meeresbiol. Beitr*, v.6, p.23-40.
- Davis, L. (1991). *Handbook of Genetic Algorithms*. EUA (New York): Van Nostrand Reinhold, p. 385.
- Debele, B.; Srinivasan, R.; Parlange, J.-Y. (2008). Coupling upland watershed and downstream waterbody hydrodynamic and water quality models (SWAT and CE-QUAL-W2) for better water resources management in complex river basins. *Environmental Modeling & Assessment*, v. 13, n. 1, p. 135 – 153.
- Dillon, P. J.; Rigler, F. H. (1974). The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, v.19, n.5, p.767-773.
- Domingues, C. D.; Torgan, L. C. (2011). Fitoplâncton (exceto Chlorophyceae) de un lago artificial urbano no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 34, n. 3, p. 463-480.
- Donigian, A. S. Jr. ; Huber, W. C. (1991). *Modeling of nonpoint source water quality in urban and non-urban areas*. United States Environmental Protection Agency (EUA), p. 101.
- Dotto, C. B. S.; Kleidorfer, M.; Deletic, A.; Rauch, W.; McCarthy, D. T.; Fletcher, T. D. (2011). Performance and sensitivity analysis of stormwater models using Bayesian approach and long-term high resolution data. *Environmental Modelling Software*, v. 26, n. 10, p. 1225 – 1239.
- Driscoll, E. D.; Robert, V. T.; Di Toro, D. M. (1979). *A statistical method for the assessment of urban stormwater*. Environmental Protection Agency, Water Planning Division, Non point Sources Branch. Washington (EUA): 349 p.
- Dubelaar, G. B. J.; Jonker, R. R. (2000). Flow cytometry as a tool for the study of phytoplankton. *Scientia Marina*, v. 64, n. 2, p. 135 – 156.
- Elliott, J. A.; Persson, I.; Thackeray, S. J.; Blenckner, T. (2007). Phytoplankton modelling of Lake Erken, Sweden by linking the models PROBE and PROTECH. *Ecological Modelling*, v. 202, n. 3 – 4, p. 421 – 426.
- Elliot, J. A.; Irish, A. E. ; Reynolds, C. S. (2010). Modelling phytoplankton dynamics in fresh water: affirmation of the PROTECH approach simulation. *Freshwater biological Association*, v. 3, n. 1, p. 75 – 96.
- Elliott, J. A. ; Thackeray, S. J. (2004). The simulation of phytoplankton in shallow and deep lakes using PROTECH. *Ecological Modelling*, v. 178, n. 3 - 4, p. 357 – 369.
- EPA (1983). *Results of the Nationwide urban runoff program*. Final report, United States Environmental Protection Agency, Washington DC (EUA), v. 1, 298 p.
- Esteves, F. D. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Brazil: Interciência.

- Figueredo, C. C.; Giani, A. (2001). Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v. 445, p.165-174.
- Figueredo, C. C.; Giani, A. (2009). Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): Conditions favouring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Limnologica*, v. 39, p. 264 – 272.
- Fragoso JR., C. R. (2007). *Modelagem tridimensional da estrutura trófica em ecossistemas aquáticos continentais rasos*. Thèse de doctorat. Instituto de Pesquisas Hidráulicas, 200 p.
- Fragoso Jr, C. R.; Van Nes, E. H.; Janse, J. H.; Da Motta Marques, D. (2009). IPH-TRIM3D-PCLake: A three-dimensional complex dynamic model for subtropical aquatic ecosystems. *Environmental Modelling & Software*, v. 24, n. 11, p. 1347 – 1348.
- Franchini, M., Galeati, G., Berra, S., (1998). Global optimization techniques for the calibration of conceptual rainfall-runoff models. *Hydrological Sciences Journal*, v. 43, n. 3, p. 443 – 458.
- Friese, K.; Schmidt, G.; Lena, J. C.; Nalini JR., H. A.; Zachmann, D. W. (2010). Anthropogenic influence on the degradation of an urban lake – The Pampulha reservoir in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. *Limnologica*, v. 40, p. 114 – 125.
- Gal, G.; Hipsey, M. R.; Parparov, A.; Wagner, U.; Makler, V.; Zohary, T. (2009). Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake Kinneret as a case study. *Ecological Modelling*, v. 220, n. 13 - 14, p. 1697 – 1718.
- Garnier, J. ; Blanc, P. ; Benest, D. (1989). Estimating a carbon/chlorophyll ratio in nanoplankton (Créteil, S-E Paris, France). *Water Resources Bulletin American Water Resources Association*, v. 25, n. 4, p. 751 – 754.
- Gaume, E. ; Villeneuve, J. P. ; Desbordes, M. (1998). Uncertainty assessment and analysis of the calibrated parameter values of an urban storm water quality model. *Journal of Hydrology*, 210, p. 38 - 50.
- Giani, A. (1994). *Limnology in Pampulha Reservoir: some general observations with emphasis on the phytoplankton community*. In: Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies, Pinto-Coelho et al. (ed.), Belo Horizonte: SEGRAC, 193 p.
- Gironás, J.; Roesner, L.; Davis, J.; Rossman, L.; (2009). *Storm Water Management Model Applications Manual*. United State Environment Protection Agency, p.180 p.
- Glasgow H. B., Burkholder J. M., Reed R. E., Lewitus A. J. et Kleinman J. E. (2004). Real-time remote monitoring of water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 300, (1-2), 409-448.
- Gomes V.M. (2004). *Aspectos qualitativos e quantitativos da água de drenagem pluvial em sub-bacia urbana na cidade de Brasília-DF*. Rapport de Master en Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília.
- Goodwin, K. L. (1997). *Dinâmica das populações de cyanobacteria no reservatorio da Pampulha (MG) em duas escalas temporais (sazonal e diurna)*. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 113 p.

- Goonetilleke, A. ; Thomas, E.; Ginn, S.; Gilbert, D. (2005). Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *Journal of Environmental Management*, v. 74, p. 31 – 42.
- Gregor, J.; Maršálek, B. (2004). Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Research*, v.38, n.3, p.517-522.
- Gregor, J., Geriš, R.; Maršálek, B.; Heteša, J.; Marvan, P. (2005) In situ quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. *Hydrobiologia*, v. 548, p. 141-151.
- Gregor, J.; Maršálek, B.; Šípková, H. (2007). Detection and estimation of potentially toxic cyanobacteria in raw water at the drinking water treatment plant by in vivo fluorescence method. *Water Research*, v. 41, p. 228 – 234.
- Griffin, D. M. Jr.; Grizzard, T. J.; Randall, C. W.; Helsel, D. R.; Hartigan, J. P. 1980. Analysis of non-point pollution export from small catchments. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 52, n. 4, p. 780 – 90.
- Gromaire, M-C. (1998). *La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : caractéristiques et origines*. Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 550 p.
- Gromaire, M-C. ; Chebbo, G. (2001). Evaluation des incertitudes de mesure des concentrations en polluants en réseau d'assainissement. *La Houille Blanche*, n° 6 – 7, p. 109 – 114.
- Gupta, V. ; Ratha, S. K.; Sood, A.; Chaudhary, V.; Prasanna, R. (2013). New insights into the biodiversity and applications of cyanobacteria (blue-green algae) – Prospects and challenges. *Algal research*, v. 2, n. 2, p. 79 – 97.
- Ha, H. ; Stenstrom, M. K. (2003). Identification of land use with water quality data in stormwater using neural network. *Water Research*, v. 37, p. 4222 – 4230.
- Haase, D. ; NuiSSL, H. (2007). Does urban sprawl drive changes in the water balance and policy? The case of Leipzig (Germany) 1870 – 2003. *Landscape and Urban Planning*, v. 80, p. 1 – 13.
- Hamilton, D. P. ; Schladow, S. G. (1997). Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I - Model description. *Ecological Modelling*, v. 96, n. 1 - 3, p. 91 – 110.
- Heisler, J.; Glibert, P. M.; Burkholder, J. M.; Anderson, D. M.; Cochlan, W.; Dennison, W. C.; Dortch, Q.; Gobler, C. J.; Heil, C. A.; Humphries, E.; Lewitus, A.; Magnien, R.; Marshall, H. G.; Sellner, K.; Stockwell, D. A.; Stoecker, D. K.; Suddleson, M. (2008). Eutrophication and harmful blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*, v. 8, p. 3 – 13.
- Hillmer, I.; Van Reenen, P.; Imberger, J.; Zohary, T. (2008). Phytoplankton patchiness and their role in the modelled productivity of a large, seasonally stratified lake. *Ecological Modelling*, v. 218, n. 1 – 2, p. 49 – 59.
- Hipsey, M. R.; Romero, J. R.; Antenucci, J. P.; Hamilton, D. P. (2011). *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model - CAEDYM Science Manual*: Centre for Water Research, University of Western Australia: 102 p.
- Hongping, P.; Jianyi, M. (2002). Study on the algal dynamic model for West Lake, Hangzhou. *Ecological Modelling*, v. 148, p. 67 – 77.

- Houliez, E. ; Lizon, F. ; Thyssen, M. ; Artigas, L. F.; Schmitt, F. G. (2012). Spectral fluorometric characterization of Haptophyte dynamics using the FluoroProbe: an application in the eastern English Channel for monitoring *Phaeocystis globosa*. *Journal of Plankton Research*, v. 34, n. 2, p. 136 -151.
- Huang, J., Gao, J. and Hörmann, G. (2012). Hydrodynamic-phytoplankton model for short-term forecasts of phytoplankton in Lake Taihu, China. *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, v. 42, n. 1, p. 7 – 18.
- Huber, W.C. (1986). *Modeling Urban Runoff Quality: State of the Art*. Proceedings of Conference on Urban Runoff Quality, Impact and Quality Enhancement Technology, B. Urbonas and L.A. Roesner, eds., Engineering Foundation, ASCE, EUA (New York) p. 34 – 48.
- Huber, W. C. (1992). *Storm Water Management Model version 4*. United States Environmental Protection Agency, EUA, 2^{ème} impression, 720 p.
- Huisman, J.; Sharples, J.; Stroom, J. M.; Visser, P. M.; Kardinaal, W. E. A.; Verspagen, J. M. H. et Sommeijer, B. (2004). Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, v.85, p. 2960 – 2970.
- Huisman, J.; Matthijs, H. C. P. et Visser, P. M. (2005). Harmful Cyanobacteria. Dordrecht (The Netherlands): v. 3, *Aquatic Ecology Series*, 243 p.
- Huot, Y. ; Babin, M. (2010). Overview of Fluorescence Protocols: theory, basic concepts, and practice. In : Sugget, D. J. et al. (eds.), Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences : Methods and Application. *Developments in Applied Phycology*, v. 4, p. 31 -74.
- IAURIF (2006). L'Ile-de-France, un portrait par les chiffres. Disponible em <http://www.iau-id.fr/lile-de-france/un-portrait-par-les-chiffres/population.html>. Institut d'aménagement et d'Urbanisme de la région Ile-de-France. Consulté le 17 mars 2010.
- IAURIF (2008). Carte interactives - Photographie aérienne: Institut d'Aménagement et Urbanisme de la Région Ile-de-France. Disponible en <http://www.iau-idf.fr/cartes/cartes-et-fiches-interactives/fiches-thematiques.html>. Consulté le 20 décembre 2013.
- Ibelings, B.W.; Vonk, M.; Los F. J.; Van Der Molen, D. T.; Mooij, W. M. (2003). Fuzzy modeling of cyanobacterial surface waterblooms, validation with NOAA-AVHRR satellite images. *Ecological Applications*, v. 13, p. 1456 – 1472.
- IBGE (2010). Censo demográfico. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: 2010. Disponible en www.ibge.gov.br/resultados.
- Imerito, A. (2007). *Dynamic Reservoir simulation model DYRESM v4 - Science Manual*: University of Western Australia. 47 p.
- INSEE (2006). Pourcentage des résidences principales. Disponible em <http://www.statistiques-locales.insee.fr/esl/accueil.asp>. Accédé en 17 mars 2010.
- Isvánovics, V.; Shafiky, H. M.; Présing, M.; Juhos, S. (2000). Growth and phosphate uptake kinetics of the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) in throughflow cultures. *Freshwater biology*, v. 43, p. 257 – 275.
- Izydorczyk, K.; Carpentier, C.; Mrówczyński, J.; Wagenvoort, A.; Jurczak, T.; Tarczyńska, M. (2009). Establishment of an alert level framework for cyanobacteria in drinking water resources by using the Algae Online Analyser for monitoring cyanobacterial chlorophyll a. *Water Research*, v. 43, p. 989 – 996.

- Janse, J. H.; Aldenberg, T. (1990). Modelling phosphorus fluxes in the hypereutrophic Loodsrecht Lakes. *Hydrological Bulletin*, v. 24, n. 1, p. 69-89.
- Janse, J. H.; Van Donk, E.; Guillard, J. (1995). Modelling nutrient cycles in relation to food-web structure in a biomanipulated shallow lake. Netherlands, *Journal Aquatic Ecology*, v. 29, p. 67 – 79.
- Jones, W. W.; Sauter, S. (2005). *Distribution and Abundance of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Indiana Lakes and Reservoirs*. School of Public and Environmental Affairs, Indiana University, Bloomington, EUA: 54 p.
- Jørgensen, S. E. (1995). State of art of ecological modelling in limnology. *Ecological Modelling*, v. 78, p. 101 – 115.
- Kaiblinger, C.; Anneville, O.; Tadonleke, R.; Rimet, F.; Druart, J.; Guillard, J. et Dokulil, M. (2009). Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia*, v. 633, n. 1, p. 67 – 74.
- Kanson, A.; Tassin, B.; Chebbo, G. (2002). *Inventaire des méthodes de calage et de validation des modèles paramétriques*. Rapport interne. CEREVE-ENPC, p. 43.
- Kanso, A. (2004). *Evaluation des modèles de calcul des flux polluants des rejets urbains par temps de pluie*. Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 245 p.
- Kara, E. L., Hanson, P., Hamilton, D., Hipsey, M. R., McMahon, K. D., Read, J. S.; Winslow, L.; Dedrick, J.; Rose, K.; Carey, C. C.; Bertilsson, S.; da Motta Marques, D.; Beversdorf, L.; Miller, T.; Wu, C.; Hsieh, Y-F.; Gaiser, E.; Kratz, T. (2012). Time-scale dependence in numerical simulations: Assessment of physical, chemical, and biological predictions in a stratified lake at temporal scales of hours to months. *Environmental Modelling & Software*, v. 35, p. 104 – 121.
- Kasprzak, P.; Padisak, J.; Koschel, R.; Krienitz, L. et Gervais, F. (2008). Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass? *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*, v. 38, n. 3-4, p. 327 – 338.
- Kiefer, D. A. Fluorescence properties of natural phytoplankton populations. (1973). *Marine Biology*, v. 22, n. 3, p. 263 – 269.
- Lapage, S. P.; Sneath, P. H. A.; Lessel, E. F.; Skerman, V. B. D.; Seeliger, H. P. R.; Clark, W. A. (1992). International Code of Nomenclature of Bacteria, 1990 Revision. *American Society for Microbiology*, Washington.
- Leboulanger, C.; Dorigo, U.; Jacquet, S. P.; Le Berre, B.; Paolini, G. R. Et Humbert, J.-F. O. (2002). Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: a case study. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 30, p. 83 – 89.
- Lee, J. H. W.; Hodgkiss, I. J.; Wong, K. T. M.; Lam, I. H. Y. (2005). Real time observations of coastal algal blooms by an early warning system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 65, n. 1-2, p. 172 – 190.
- Leopold, L. B. (1968). *Hydrology for Urban Land Planning. A Guidebook on the Hydrologic Effects of Urban Land Use*. Geological survey circular 554. United States Department of the Interior. Geological Survey. Washington, D. C., 21 p.

- Levi, Y.; Harvey, M.; Cervantès, P. (2006). *Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau*. Affset Ed., Paris, France: 232 p.
- Le Vu, B. ; Vinçon-Leite, B. ; Lemaire, B. ; Bensoussan, N. ; Calzas, M. ; Drezen, C. ; Deroubaix, J. ; Escoffier, N. ; Dégrés, Y. ; Freissinet, C. ; Groleau, A. ; Humbert, J-F. ; Paolini, G. ; Prévot, F. ; Quiblier, C. ; Rioust, E. ; Tassin, B. (2011). High-frequency monitoring of phytoplankton dynamics within the European water framework directive: application to metalimnetic cyanobacteria. *Biogeochemistry*, v. 106, p. 229 – 242.
- Lewis, D. M.; Elliot, J. A.; Lambert, M. F. Et Reynolds, C. S. (2002). The simulation of an Australian reservoir using a phytoplankton community model : PROTECH. *Ecological Modelling*, v. 150, n. 107 – 116.
- Li, L. ; Sengpiel, R. E ; Pascual, D. L. ; Tedesco, L. P. ; Wilson, J. S ; Soyeux E. (2010). Using hyperspectral remote sensing to estimate chlorophyll-a and phycocyanin in a mesotrophic reservoir. *International Journal of Remote Sensing*, v. 31, n. 15, p. 4147 – 4162.
- Li-Na, D.; Yuan, L.; Xiao-Yong, C.; Jung-Xing, Y. (2011). Effect of eutrophication on molluscan community composition in the Lake Dianchi (China, Yunnan). *Limnologia*, v. 41, p. 213 – 219.
- Lindström, M. (2000). Urban land use influences on heavy metal fluxes and surface sediment concentrations of small lakes. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 126, p. 363 -383.
- Liu, A.; Egodawatta, P.; Guan, Y.; Goonetilleke, A. (2013). Influence of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality. *Science of the Total Environment*, v. 444, p. 255 – 263.
- Lopes, A. M. M. B. (2013). *Composição da comunidade de cianobactérias e outros grupos microbianos em dois reservatórios tropicais*. Thèse de doctorat en Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 157 p.
- Lopes, J. ; Zequi, J. A. C.; Nunes, V.; Oliveira, O.; Neto, B. P. O.; Rodrigues, W. (2002). Immature Culicidae (Diptera) collected from the Igapó Lake located in the urban area of Londrina, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 45, n. 4, p. 465 – 471.
- Lund, J. W. G.; Kipling, C; Cren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, v. 11, n. 2, p. 143 – 170.
- MacIntyre, H. L.; Lawrenz, E.; Richardson, T. L. (2010). *Taxonomic discrimination of phytoplankton by spectral fluorescence*. In: Suggett, D.J. et al. (Eds.), *Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications*. Developments in Applied Phycology, v. 4, p. 129 – 169.
- Maestre, A.; Pitt, R.; (2005). *The National Stormwater Quality Database, version 1.1. A compilation and analysis of NPDES stormwater monitoring information*. United States Environmental Protection Agency, EUA, Washington DC, p. 447.
- Marchandise, S (2008). *Suivi de la qualité physico-chimique du lac d'Enghien-les-Bains*. Laboratoire de Géochimie des Eaux, Université Paris Diderot, Paris, 28 p.
- Martinez-Arroyo, A.; Jáuregui, E. On the environmental role of urban lakes in Mexico City (2000). *Urban ecosystems*, v. 4, n. 2, p. 145 – 166.

- Matsuoka, Y.; Goda, T.; Naito, M. An eutrophication model of Lake Kasumigaura. (1986). *Ecological Modelling*, v. 31, n. 1 - 4, p. 201 - 219.
- Mccuen, R.H. (1983). *A Guide to Hydrologic Analysis Using SCS Methods*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, p. 145.
- McDonald, C. P.; Urban, N. R. (2010). Using a model selection criterion to identify appropriate complexity in aquatic biogeochemical models. *Ecological Modelling*, v. 221, p. 428 – 432.
- McLeod, S. M.; Kells, J. A.; Asce, M.; Putz, G. J. (2006). Urban runoff quality characterization and load estimation in Saskatoon, Canada. *Journal of Environmental Engineering*, v. 132, p. 1470 – 1481.
- McNeill, J.; Barrie, F.; Buck, W. R.; Demoulin, V.; Greuter, W.; Hawksworth, D.L.; Herendeen, P. S.; Knapp, S.; Marhold, K.; Prado, J.; Prud'Homme Van Reine, Smith, G. F.; Wiersema, J. H. [Eds] (2012). International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (Melbourne Code). Koeltz Scientific Books.
- Metre, P. V. (2012). Increased atmospheric deposition of mercury in reference lakes near major urban areas. *Environmental Pollution*, v. 162, p. 209 – 215.
- Metre, P. V.; Mahler, B. J. (2005). Trends in hydrophobic organic contaminants in urban and reference lake sediments across United States, 1970 – 2000. *Environmental Sciences & Technology*, v. 39, p. 5567 – 5574.
- Meyns, S. ; Illi, R. ; Ribi, B. (1994). Comparison of chlorophyll-a analysis by HPLC and spectrophotometry: Where do the differences come from? *Archives für Hydrobiologie*, v. 132, p. 129 – 139.
- Michel, C.; Perrin, C.; Andreassian, V.; Oudin, L.; Mathevet, T. (2006). Has basin-scale modelling advanced beyond empiricism ? In : Large sample basin experiments for hydrological model parameterization : results of the model parameter experiment - MOPEX. *International Association of Hydrological Sciences*, p. 108 – 116.
- Millar, R. G. (1999). Analytical determination of pollutant wash-off parameters. *Journal of Environmental Engineering*, v. 125, p. 989 – 992.
- Missaghi, S.; Hondzo, M. (2010). Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry. *Ecological Modelling*, v. 221, n. 11, p. 1512 – 1525.
- Mooij, W.; Huismann, S.; De Senerpont Domis, L.; Nolet, B.; Bodelier, P.; Boers, P.; Pires, L.; Gons, H.; Ibelings, B.; Noordhuis, R.; Portielje, R.; Wolfstein, K. ; Lammens, E. (2005). The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review. *Aquatic Ecology*, v. 39, n. 4, p.381 – 400.
- Montealegre, R. J.; Verreth, J.; Steenbergen, K.; Moed, J.; Machiels, M. (1995). A dynamic simulation model for the blooming of *Oscillatoria agardhii* in a monomictic lake. *Ecological Modelling*, v. 78, p. 17 – 24.
- Mooij, W. M.; Janse, J. H.; Domis, L. N. S.; Hulsmann, S.; Ibelings, B. W. (2007). Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia*, v. 584, p. 443 – 454.
- Mooij, W. M.; Trolle, D.; Jeppesen, E.; Arhonditsis, G.; Belolipetsky, P. V.; Chitamwebwa, D. B. R.; Degermendzhy, A. G.; Deangelis, D. L.; Domis, L. N. S.; Downing, A. S.; Elliot, J. A.; Fragoso Jr, C. R.; Gaedke, U.; Genova, S. N.; Gulati, R. D.; Hakanson, L.;

- Hamilton, D. P.; Hipsey, M. R.; Hoen, J.; Hulsmann, S.; Los, F. H.; Makler-Pick, V.; Petzoldt, T.; Prokopkin, I. G.; Rinke, K.; Schep, S. A.; Tominaga, K.; Van Dam, A.; Nes, E. H. V.; Wells, S. A. et Janse, J. H. (2010). Challenges and opportunities for integrating Lake Ecosystem modelling approaches. *Aquatic Ecology*, v.44, p.633-667.
- Morihama, A. C. ; Amaro, C.; Tominaga, E. N.; Yazaki, L. F.; Pereira, M. C.; Porto, M.F.; Lucci, R. M. (2012). Integrated solutions for urban runoff pollution control in Brazilian metropolitan regions. *Water Sciences and Technology*, v. 66, n. 4, p. 704- 711.
- Mourad, M. (2005). *Modélisation de la qualité des rejets urbains de temps de pluie : sensibilité aux données expérimentales et adéquation aux besoins opérationnels*. Thèse de doctorat en Mécanique, Energétique, Génie Civil, Acoustique, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 322 p.
- Naghetini, M. (2010). *Mananciais superficiais: aspectos quantitativos*. In: Abastecimento de água para consumo humano, Heller et Pádua (coord.), Belo Horizonte, Brésil: Editora UFMG, 2 ed., 871 p.
- NASA (2003). Sea WiFS Project Information. NASA Goddard Space Flight Center. Consulté le 16 janvier 2011 sur <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/>.
- Nascimento, N.O. (1995). *Appréciation à l'aide d'un modèle empirique des effets d'actions anthropiques sur la relation pluie-débit à l'échelle d'un bassin versant*. Thèse de doutorado da École Nationale des Ponts et Chaussées, Noisy-le-Grand, 390 p.
- Nash, J. ; Sutcliffe, J. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I: discussion of principles. *Journal of Hydrology*, v. 10, n. 3, p. 282 – 290.
- National Academy of Sciences (1969). *Eutrophisation: causes, consequences, correctives; proceedings of a symposium*. Washington: National Academy of Sciences, 661 p.
- Nicklow, J.; Reed, P.; Savic, D.; Dessalegne, T.; Harrell, L.; Chan-Hilton, A.; Karamouz, M.; Minsker, B.; Ostfeld, A.; Singh, A.; Zechman, E. (2010). State of the art for genetic algorithms and beyond in water resources planning and management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 136, n. 4, p. 412 – 432.
- Nobre, A. M.; Ferreira, J. G.; Nunes, J. P.; Yan, X.; Bricker, S.; Corner, R.; Groom, S.; Gu, H.; Hawkins, A. J. S.; Hutson, R.; Lan, D.; Silva, J. D. L.; Pascoe, P.; Telfer, T.; Zhang, X.; Zhu, M. (2010). Assessment of coastal management options by means of multilayered ecosystem models. *Estuarine, Coastal, and Shelf Science*, online, p. 1 – 20.
- Norton, L.; Elliot, J.A.; Marbely, S.C.; May, L. (2012). Using models to bridge the gap between land use and algal blooms: an example from the Loweswater catchment, UK. *Environmental Modelling and Software*, v. 36, p. 64-75.
- Nusch, E. A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archives Hydrobiology Beih.*, v. 14, p. 14 – 36.
- Nyenje, P. M.; Foppen, J. W.; Uhlenbrook, S.; Kulabako, R.; Muwanga, A. (2010). Eutrophication and nutrient release in urban area of sub-Saharan Africa – A review. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 447 – 455.
- Oberhaus, L. ; Briand, J. F. ; Le Boulanger, L.; Jacquet, S.; Humbert, J. F. (2007). Comparative effects of the quality and quantity of light and temperature on the growth of *Planktothrix agardhii* and *P. rubescens*. *Phycological Society of America*, v. 43, p. 1191 – 1199.

- Padisák, J. (1997). *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding , highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archives für Hydrobiologie*, v. 107, p. 563 – 593.
- Paerl, H. W. ; Huisman, J. (2008). Blooms Like It Hot. *Science*, v.320, p.57 – 58.
- Pagotto, C. (1999). *Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier*. Thèse de doctorat en Chimie et Microbiologie de l'Eau, Université de Poitiers, 316 p.
- Pant, M. C. ; Sharma, A. ; Sharma, P. C. (1980). Evidence for the increased eutrophisation of Lake Nainital as a result of human interference. *Environmental Pollution*, v. Series B, n. 1; p. 149 – 161.
- Park, R. A. (1974). A generalised model for simulating lake ecosystems. *Simulation*, v. 23, n. 2, p. 33 – 50.
- Parlement et Conseil Européen (2000). Directive 2000/60/EC du Parlement et Conseil Européen du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 72 p.
- Paul, M. J.; Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 32, p. 333 – 365.
- Paxinos, R.; Mitchell, J. G. (2000). A rapid Uthërmol method for estimating algal numbers. *Journal of Plankton Research*, v. 22, n. 12, p. 2255 – 2262.
- Petrucci, G. (2012). *La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines. Confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique*. Thèse de doctorat en Urbanisme et Aménagement, Université Paris-Est, 390 p.
- Petrucci, G. ; Bonhomme, C. (soumis). The dilemma of spatial representation for urban hydrology semi-distributed modelling: trade-offs among complexity, calibration and geographical data. Soumis à *Journal of Hydrology*.
- Pinto-Coelho, R. M. et Giani, A. (1992). *Evolução do grau de eutrofização na Lagoa da Pampulha: comparação com os ciclos sazonais dos nutrientes (N e P) e organismo planctônicos*. Seminario da Bacia Hidrografica da Pampulha. Belo Horizonte, p. 1-14.
- Pinto-Coelho, R. M. (1998). Effects of eutrophisation on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwater Biology*, v.40, n.1, p.159-173.
- Pinto-Coelho, R. M.; Bezerra-Neto, J. R. et Morais Jr, C. A. (2005). Effects of eutrophisation on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, v.65, n.2, p.325-338.
- Post, A. F. ; de Wit, R ; Mur L. R. (1985). Interactions between temperature and light intensity on growth and photosynthesis of the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii*. *Journal of Plankton Research*, 7, (4), 487-495.
- Pouličková, A.; Hašler, P. ; Kitner, M. (2004). Annual cycle of *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. & Kom. Nature Population. *International Review of Hydrobiology*, v. 84, n. 3, p. 278 – 288.
- Pouria, S.; De Andrade, A.; Barbosa, J.; Cavalcanti, R. L.; Barreto, V. T. S.; Ward, C. J.; Preiser, W.; Poon, G. K.; Neild, G. H.; Codd, G. A. (1998). Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *The Lancet*, v. 352, n. 9121, p. 21 – 26.

- Puijenbroek, P. J. T. M. V.; Janse, J. H. Et Knoop, J. M. (2004). Integrated modelling for nutrient loading and ecology of lakes in The Netherlands. *Ecological Modelling*, v. 174, n. 1 – 2, p. 127 – 141.
- Quiblier, C.; Escoffier, N.; Vinçon-Leite, B.; Tassin, B.; Groleau, A.; Bensoussan, N.; Briand, C. et Prevot, F. (2009). *Rapport de pré-implantation de la bouée Proliphyc sur le Lac d'Enghien-les-Bains*. Paris, France : 18 p.
- Ramos, M. H. D.; Viana, C. S.; Baptista, M. B (1999). *Classificação dos solos de Belo Horizonte segundo grupos hidrológicos do US Soil Conservation Service*. In: Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte.
- Recknagel, F.; Cetin, L. ; Zhang, B. (2008). Process-based simulation library SALMO-OO for lake ecosystems. Part 1: Object-oriented implementation and validation. *Ecological Informatics*, v. 3, n. 2, p. 170 – 180.
- Reichwaldt, E.S.; Ghadouani, A. (2012). Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research*, v. 46, p. 1372 – 1393.
- Resck, R. P.; Bezerra Neto, J. F. et Mota Coelho, R. M. C. (2007). *Geografias artigos científicos*, v.3, n.2, p.24-37.
- Reynolds, C. S. (1984). *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 374 p.
- Reynolds, C. S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 535 p.
- Reynolds, C. S.; Irish, A. E.; Elliot, J. A. (2001). The ecological basis for simulating phytoplakton responses to environmental change (PROTECH). *Ecological modelling*, v. 140, p. 271 – 291.
- Righetto, A. M. (org.) (2002). *Manejo de águas pluviais urbanas*. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 395 p.
- Riley, J.P.; Skirrow, G. (1974). *Chemical Oceanography*. Academic Press, London: 712 p.
- Roche, M. (1963). *Hydrologie de surface*. Paris, Fr: Gauthier-Villars Editeur, 390 p.
- Rolland, A.; Rimet, F.; Jacquet, S. (2010). A 2-year survey of phytoplankton in the Marne Reservoir (France): A case study to validate the use of an in situ spectrofluorometer by comparison with algal taxonomy and chlorophyll a measurements. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, n. 398, p. 02p01 - 02p19.
- Romero, J. R.; Antenucci, J. P. Et Imberger, J. (2004). One- and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. *Ecological Modelling*, v. 174, n. 1 – 2, p. 143 – 160.
- Rossman, L. A. (2010). *Storm Water Management Model. User's Manual, version 5.0*. U.S. EPA, Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati (USA), 295 p.
- Rott, E. (1981). Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.*, v. 43, p. 34 – 62.
- Rouen, M.; George, G.; Kelly, J.; Lee, M. Et Moreno-Ostos, E. (2005). High-resolution automatic water quality monitoring systems applied to catchment and reservoir monitoring. *Freshwater Forum*, v. 23, p.20 – 37.

- Sakamoto, M. (1966). Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.*, v. 62, p. 1 – 28.
- Sartor, J. D.; Boyd, G. B. (1972). *Water pollution aspects of street surface contaminants*. United States Environmental Protection Agency, 257 p.
- Savic, D., Khu, S., 2005. *Evolutionary computing in hydrological sciences*. In : Andersen, M. G. (Ed.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Vol. 1. John Wiley & Sons, New York, p. 331 – 348.
- Scheffer, M.; Rinaldi, S.; Gragnani, A.; Mur, L. R.; Van Nes, E. H. (1997). On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, n. 78, p. 272 – 282.
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, v. 51, n. 1, part 2, p. 356 – 363.
- Seilheimer, T. S.; Wet, A.; Chow-Fraser, P. ; Eyles, P. (2007). Impact of urbanization on the water quality, fish habitat, and fish community of a Lake Ontario marsh, Frenchman's Bay. *Urban Ecosystem*, v. 10, p. 299 – 319.
- SIARE. (2002). Diagnostic des réseaux et des ouvrages d'assainissement du SIARE - phase 1. Rapport, 18 p.
- SIARE. (2004). Diagnostic des réseaux et des ouvrages d'assainissement du SIARE - phase 2. Rapport, 51 p.
- Silva T. (2010). *Modélisation des efflorescences de phytoplancton dans les lacs urbains. Application aux cyanobactéries du lac d'Enghien-les-Bains*. Rapport de Master. Ecole Nationale des Ponts ParisTech, France.
- Siriwardene, N. R. ; Perera, B. J. C. (2006). Selection of genetic algorithm operators for drainage model parameter optimisation. *Mathematical and Computer Modelling*, v. 44, p. 415 – 229.
- Smith, V. H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. *Environnement Science and Pollution Research*, v. 10, n. 2, p. 126 -139.
- Sournia, A. (1978). *Phytoplankton Manual*. Paris: UNESCO, 344 p.
- Spronken-Smith, R. A.; Oke, T. R. (1999). Scale modelling of nocturnal cooling in urban parks. *Boundary-Layer Meteorology*, v. 93, p. 287 – 312.
- Stankowski, S. J. (1972). Population density as an indirect indicator of urban and suburban land-surface modifications. *U.S. Geological Survey Professional Paper 800-B*. Washington, DC: U.S. Geological Survey, 227 p.
- Stoianov, I.; Chapra, S.; Maksimovic, C. (2000). A framework linking urban park land use with pond water quality. *Urban Water*, v. 2, p. 47 – 62.
- Tabuchi, J. P. (1992). *La depollution des rejets urbains par temps de pluie: une approche globale*, p. 201 – 208. In Tassin, B. ; Thevenot D. (1992). *Rejets urbains par temps de pluie : pollutions et nuisances*, Presses de l'école nationale des Ponts et Chaussées, Paris (France) : 257 p.
- Talling, J. F. (1993). Comparative seasonal changes, and inter-annual variability and stability, in a 26-year record of total phytoplankton biomass in four English lake basins. *Hydrobiologia*, v. 268, p. 65 – 98.

- Taner, M. Ü. ; Carleton, J. N.; Wellman, M. (2011). Integrated model projections of climate change impacts on a North American lake. *Ecological Modelling*, v. 222, p. 3380 – 3393.
- Tassin, B.; Chebbo, G. (2000). *Qualité des rejets urbains de temps de pluie*. Rapport LEESU. 38 p.
- Taylor, B. L. 1993. *The Influence of wetland and watershed morphological characteristics on wetland hydrology and relationships to wetland vegetation communities*. Master's thesis, Department of Civil Engineering, University of Washington, Seattle, 298 p., In: Brabec, E.; Schulte, S.; Richards, P. L. (2002). Impervious surfaces and water quality : A review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*, v. 16, n. 4, p. 499 – 514.
- Teles, L. O.; Pereira, E.; Saker, M.; Vasconcelos, V. (2006). Time series forecasting of cyanobacteria blooms in the Crestuma Reservoir (Douro River, Portugal) using artificial neural networks. *Environmental Management*, v. 38, n. 2, p. 227 – 237.
- Tett, P.; Barton, E. D. (1995). Why are there about 5000 species of phytoplankton in the sea? *Journal of Plankton Research*, v. 17, n. 8, p. 1693 – 1704.
- Teubner, K.; Feyerabend, R.; Henning, M.; Nicklisch, A.; Woitke, P.; Kohl, J-G. (1999). Alternative blooming of *Aphanizomenon flos-aquae* or *Planktothrix agardhii* induced by the timing of the critical nitrogen: phosphorus ratio in hypertrophic riverine lakes. *Arch. Hydrobiol, Spec Issues Advanc Limnol*, v. 54, p. 325 – 344.
- Thevenon, F.; Graham, N. D. ; Herbez, A. ;Wildi, W.; Poté, J. (2011). Spatio-temporal distribution of organic and inorganic pollutants from Lake Geneva (Switzerland) reveals strong interacting effects of sewage treatment plant and eutrophication on microbial abundance. *Chemosphere*, v. 84, p. 609 – 617.
- Tôrres, I.C.; Resck, R.; Pinto-Coelho, R. (2007). Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 19, p. 79 – 91.
- Trolle, D.; Jørgensen, T. B.; Jeppesen, E. (2008). Predicting the effects of reduced external nitrogen loading on the nitrogen dynamics and ecological state of deep Lake Ravn, Denmark, using the DYRESM-CAEDYM model. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, v. 38, n. 3 – 4, p. 220 – 232.
- Trolle, D.; Hamilton, D. P.; Pilditch, C. A.; Duggan, I. C.; Jeppesen, E. (2010). Predicting the effects of climate change on trophic status of three morphologically varying lakes: Implications for lake restoration and management. *Environmental Modelling & Software*, v. 26, n. 4, p. 354 – 370.
- Tsihrintzis, V. A.; Hamid, R. (1997). Modeling and management of urban stormwater runoff quality : a review. *Water Ressources Management*, v. 11, p. 137 – 164.
- Tucci, C. E. M. (2005). *Modelos Hidrológicos*. 2 ed. Porto Alegre, RS: UFRGS Editora e ABRH, 678 p.
- Tucci, C. E. M. (2012). *Hidrologia: ciência e aplicação*. 4 ed. Porto Alegre: UFRGS Editora e ABRH, 943 p.
- Tundisi, J. G.; Tundisi, T. M. (2008). *Limnologia*. Oficina de Textos, São Paulo, Brésil: 631 p.

- TVA (1972). *Heat and mass transfer between a water surface and the atmosphere*. Tennessee, EUA: Tennessee Valley Authority, 174 p.
- UNESCO. (1966). *Determination of photosynthetic pigments in sea-water*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization Paris, 66 p.
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkmmnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verh. Theor. Angew. Limnol.* , v. 9, p. 165 – 174.
- Valiron, F.; Tabuchi, J. –P. (1992). *Maitrise de la pollution urbaine par temps de pluie*. Etat de l'art. Technique & Documentation, Lavoisier, Paris, France : 564 p.
- Vanhoutte-Brunier, A. ; Fernand, L. ; Ménesguen, Al. ; Lyons, S. ; Gohin, F. ; Cugier, P. (2008). Modelling the *Karenia mikimotoi* bloom that occurred in the western English Channel during summer 2003. *Ecological Modelling*, v. 210, n. 4, p. 351 – 376.
- Vieira, P. C.; Seidl, M.; Nascimento, N. O.; Sperling, M. V. (2009). *Avaliação de fluxo de poluentes em tempo seco e durante eventos de chuva em uma microbacia urbanizada no município de Belo Horizonte*. In: Manejo de águas pluviais urbanas. RIGHETTO, A. M. (org.), Rio de Janeiro, RJ: ABES, p. 346 – 366.
- Vinçon-Leite, B., Tassin, B. & Jaquet, J.-M. (1995). Contribution of mathematical modeling to lake ecosystem understanding: Lake Bourget (Savoy, France). *Hydrobiologia*, v. 300, n. 301, p. 433-442.
- Vollenweider, R. A. (1975). Input-Output models: with special reference to the phosphorus loading concept in Limnology. *Aquatic Sciences - Research across boundaries*, v.37, n.1, p. 53 – 84.
- Von Sperling, E. (1994). *Morphometric features of some lakes and reservoirs in the state of Minas Gerais*. In: Pinto Coelho, R. M. (coord.). Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies. Belo Horizonte (Brasil): SEGRAC. Morphometric features of some lakes and reservoirs in the state of Minas Gerais, p.71-76
- Von Sperling, E. (1996). Mechanisms of eutrophication in tropical lakes. *Environmental Pollution*, v. 3, p. 434 – 439.
- Von Sperling, M. (2007). *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte, Brésil: DESA, 588p.
- Walsby, A. E.; Paul, K. H.; Boje, R.; Stal, L. J. (1997). The selective advantage of buoyancy provided by gas vesicles for planktonic cyanobacteria in the Baltic Sea. *New Phytologist*, v. 136, p. 407 – 417.
- Walsh, C. J.; Roy, A. H.; Feminella, J. W. ; Cottingham, P. D. ;Groffman, P. M. ; Morgan II, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n. 3, p. 706 – 723.
- Wang, L.; Wei, J.; Huang, Y.; Wang, G.; Maqsood, I. (2011). Urban nonpoint source pollution buildup and washoff models for simulating storm runoff quality in the Los Angeles County. *Environmental Pollution*, v. 159, p. 1932 – 1940.
- Wanninkhof, R. (1992). Relationship between windspeed and gas exchange over the ocean. *J. Geophys. Res. (Oceans)*, v. 97, n.C5, p. 7373 – 7382.
- Webb, W. L.; Newton, M.; Starr, D. (1974). Carbon dioxide exchange of *Alnus rubra*: a mathematical model. *Oecologia*, v. 17, p. 281 – 291.

- Wetzel, R. G. (1983). *Limnology*. 2 ed., Florida (EUA): Saunders College Publishing, 767 p.
- WHO. (2003) *Guide lines for safe recreational water environments*. World Health Organization. Geneva, 219 p.
- Willén, E. (1976). A simplified method of phytoplankton counting. *British Pycological Journal*, v. 11, n. 3, p. 265 – 278.
- Wintermans, J. F. G.; De Mots, A. (1965). Spectrophotometric characteristics of chlorophylls a and b and their pheophytins in ethanol. *Biochimica & Biophysica acta*, v. 109, p. 448 – 453.
- Wolfram, G.; Argillier, C.; de Bortoli, J.; Buzzi, F.; Dalmiglio, A.; Dokulil, M.; Hoehn, E.; Marchetto, A.; Martinez, P. J.; Morabito, G.; Reichmann, M.; Remec-Rekar, Š.; Riedmüller, U.; Rioury, C.; Schaumburg, J.; Schulz, L.; Urbanič, G. (2009). Reference conditions and WFD compliant class boundaries for phytoplankton biomass and chlorophyll-a in Alpine lakes. *Hydrobiologia*, v. 633, n. 1, 45 – 58.
- Wu, J.; Yu, S.L.; Zou, R. A. (2006). Water Quality-Based Approach for Catchment Wide BMP Strategies. *Journal of American Water Resources Association*, v. 42, p. 1193 – 1204.
- Xu, Z.; Godrej, A.N.; Grizzard, T.J. (2007). The hydrological calibration and validation of a complexly-linked catchment-reservoir model for the Occoquan catchment, Virginia. *Journal of Hydrology*, v. 345, p. 167 – 183.
- Yentsch, C. S.; Menzel, D. W. (1963). A method for the determiation of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep-Sea Research*, v. 10, p. 221 – 231.
- Yoo, S.; Batchelder, H.; Peterson, W.; Sydeman, W. (2008). Seasonal, interannual and event scale variation in North Pacific ecosystems. *Progress In Oceanography*, v. 77, n. 2-3, p. 155 – 181.
- Zeng, F. ; Cui, K. ; Xie, Z. ; Liu, M. ; Li, Y. ; Lin, Y. ; Zeng, Z. ;Li, F. (2008). Occurrence of phthalates esters in water and sediment of urban lakes in a subtropical city, Guangzhou, South China. *Environmental International*, v. 34, p. 372 – 380.
- Zervos, N., Tassin, B., Vinçon-Leite, B. & Hadjibiros, K. (2001). *Mathematical simulation of biological activity in Lake Bourget (France)*. In Proceedings of the 7th International Conference on Environmental Science and Technology, Vols a and B, pp. 974-981.
- Zevenboom, W.; de Vaate, A. B.; Mur, L. R. (1982). Assessment of factors limiting growth rate of *Oscillatoria agardhii* in hypereutrophic Lake Wolderwijd, 1978, by use of of physiological indicators. *Limnology and Oceanography*, v. 27, n. 1, p. 39 – 52.
- Zhang, H. ; Culver, D. A. ; Boegman, L. (2008). A two-dimensional ecological model of Lake Erie: Application to estimate dreissenid impacts on large plankton populations. *Ecological Modelling*, v. 214, p. 219 – 241.
- Zoppou, C. (2001). Review of urban storm water models. *Environmental Modelling & Software*, v. 16, p. 195 – 231.

ANNEXES

Annexe 1 : Bouée Proliphyc - détail technique

Tableau A.1 : Capteurs météorologiques de la bouée Proliphyc : détail technique

Capteurs	Variable mesurée	Plage	Précision	Résolution de sortie	Observation
Transmetteur Vaisala WXT510	Pression barométrique	600 à 1100 hPa	-+ 0,5 hPa	-+ 1hPa	Pour temp. de 0 à 30°C
	Température de l'air	- 52 à 60°C	-+ 0,3 °C	0,1 °C	-
	Humidité relative (HR)	0 à 100%	-+3%	0,1% (HR)	Pour HR < 90%
			-+ 5%		Pour HR entre 90 et 100%
	*Vitesse du vent (VV)	0 à 60 ms	-+ 0,3m/s ou 3%	0,1 m/s	Pour VV de 0 à 35 m/s
			-+5%		Pour VV de 36 à 60 m/s
	Direction du vent	0 à 360°	-+ 3°	1°	-
	**Précipitation		5%	0,01 mm	-
Pyranomètre Kipp & Zonen CM11	Rayonnement solaire	305 à 2800 nm (longueur d'onde)	< 2% (incertitude dans une journée)	0.001 W/m ²	Temp. opération: -40 à 90°C
		4000 W/m ² (rayon. maximum)			Temps de réponse: 95% en 5 s

* Pour les variables vitesse et direction du vent le temps de réponse de la mesure est de 0,25 s. Il est possible de mesurer la vitesse moyenne, maximum et minimum. La durée d'établissement de la moyenne peut être régler entre 1 à 3600 s (en étapes de 1 s) sur la base des échantillons prélevés à un taux de 4, 2 ou 1 Hz. L'intervalle de mise à jour varie de 1 à 3600 s (en étapes de 1s). ** Le cumul de la pluie est réalisé dès la dernière réinitialisation (automatique ou manuelle). La zone de collecte possède 60 cm².

Tableau A.2 : Capteurs immergés de la bouée Proliphyc : détail technique

Sonde	Variable mesurée	Plage	Précision	Résolution de sortie
Sonde multiparamètres CTD nke	Température	0 à 30°C	0,04 °C	0,002 °C
	Profondeur (pression)	0 à 20 m	0,1 m	0,01 m
	Conductivité	0 à 1 mS.cm ⁻¹	0,01 mS.cm ⁻¹	0,002 mS.cm ⁻¹
	pH	0 à 14 pH	-	0,0003 pH
Optode à O₂ dissous AANDERAA 3835	Oxygène dissous	0 - 500 µM	< 8 µM	< 1µM
bbe FluoroProbe	Chlorophylle a	0 -200 µg chl-a.L ⁻¹	0,05 µg chl-a.L ⁻¹	0,001 µg chl-a.L ⁻¹

Annexe 2 : Variables et paramètres du modèle DYRESM – CAEDYM

Tableau A.3 : Coefficients pour l'équation de calcul de la masse volumique de l'eau

	A	B	C	D
T^0	+999.8425	$+8.245 \times 10^{-1}$	-5.725×10^{-3}	$+4.831 \times 10^{-4}$
T^1	$+6.794 \times 10^{-2}$	-4.089×10^{-3}	$+1.022 \times 10^{-4}$	
T^2	-9.095×10^{-3}	$+7.643 \times 10^{-5}$	-1.654×10^{-6}	
T^3	$+1.002 \times 10^{-4}$	-8.246×10^{-7}		
T^4	-1.120×10^{-6}	$+5.387 \times 10^{-9}$		
T^5	$+6.536 \times 10^{-9}$			

Tableau A.4 : Coefficients pour l'équation de calcul de K

	E	F	G
T^0	$19652.21 + 54.675S + 7.944 \times 10^{-2} S^{3/2}$	$3.240 + 2.284 \times 10^{-3}S + 1.91075 \times 10^{-4} S^{3/2}$	$+8.510 \times 10^{-5} - 9.935 \times 10^{-7}S$
T^1	$148.421 + 0.604S + 1.648 \times 10^{-2} S^{3/2}$	$1.437 \times 10^{-3} + 1.098 \times 10^{-5}S$	$-6.123 \times 10^{-6} + 2.081 \times 10^{-8}S$
T^2	$-2.327 + 1.1 \times 10^{-2}S - 5.301 \times 10^{-4} S^{3/2}$	$1.161 \times 10^{-4} - 1.608 \times 10^{-6}S$	$5.279 \times 10^{-8} + 9.170 \times 10^{-10}S$
T^3	$1.36 \times 10^{-2} - 6.167 \times 10^{-5}S$	-5.779×10^{-7}	
T^4	-5.155×10^{-5}		

Tableau A.5 : Liste et description des variables utilisées par DYRESM

Symbole	Description	Unité
A_E	Surface effective de la couche superficielle	m^2
A_S	Surface de la couche superficielle	m^2
B_i	Flux de flottabilité	$kg.m.s^{-2}$
D	Le nombre total de jours dans l'année	-
d	Nombre du jour	-
E_{REQ}	Energie potentielle requise pour le mélange des deux couches	$kg.m^2.s^{-2}$
e_a	Pression de vapeur saturante de l'air	hPa
e_s	Pression de vapeur saturante de l'eau	hPa
g	Accélération de la gravité	$m.s^{-2}$
g'	Accélération de la gravité réduite	$m.s^{-2}$
h	Epaisseur des couches	m
h_0	Epaisseur frontale initiale du débit d'entrée	m
h_{prev}	Epaisseur frontale de la couche précédente	m
M	Masse des couches	kg
N	Nébulosité (0 - 1)	-
P	Pression	hPa
Q	Volume du débit d'entrée	m^3
Q_{atm}^{inc}	Rayonnement atmosphérique incident	$W.m^{-2}$
Q_{lat}	Chaleur latente	$W.m^{-2}$
Q_P	Débit d'entrée souterrain flottant et débit de l'eau entraînée	$m^3.s^{-1}$
Q_{sens}	Chaleur sensible	$W.m^{-2}$
Q_{sw}	Rayonnement solaire total	$W.m^{-2}$
Q_w	Rayonnement solaire émis par la surface d'eau	$W.m^{-2}$
q_{sw}	Energie lumineuse à une profondeur déterminée	$W.m^{-2}$
q_{sw}^{nr}	Rayonnement solaire non-réfléchi par le plan d'eau	$W.m^{-2}$
r_a	Albedo	-
r_h	Pluviométrie	m
S	Salinité	pss
s	Distance en pente à partir de la surface d'eau	m
T	Température de l'eau	°C
T_a	Température de l'air	°C
T_i	Période des ondes internes	jours
TKE_{DISP}	Energie potentielle disponible pour le mélange des deux couches	$kg.m^2.s^{-2}$
TKE_{KE}	Energie cinétique turbulente de cisaillement entre les couches	$kg.m^2.s^{-2}$
TKE_{PE}	Energie cinétique turbulente potentielle de mélange	$kg.m^2.s^{-2}$
T_s	Température de la couche de surface	°C
T_{sp}	Période de cisaillement	jours
TKE_{WS}	Energie cinétique turbulente de mélange du vent	$kg.m^2.s^{-2}$

Tableau A.5 : Liste et description des variables utilisées par DYRESM (suite)

Symbole	Description	Unité
t	Temps de calcul	jours
U	Vitesse du vent à 10 m	m.s^{-1}
U_s	Vitesse de la couche de surface	m.s^{-1}
u	Vitesse de cisaillement	m.s^{-1}
z	Profondeur	m
V_s	Volume de la couche superficielle	m^3
w	Vitesse turbulente due au mélange convectif	m.s^{-1}
z_{inf}	Profondeur du débit d'entrée	m
ΔQ	Volume d'eau entraînée	m^3
Δt	Pas de temps de calcul du modèle	jours
ε_a	Emissivité de l'air	-
ζ	Centre de masse des couches	m
ρ	Masse volumique de l'eau	kg.m^{-3}
ρ_a	Masse volumique de l'air	kg.m^{-3}
ρ_{in}	Masse volumique du débit d'entrée	kg.m^{-3}
τ_E	Tension au fond de l'épilimnion	kg.m.s^{-2}
τ_H	Tension au fond de l'hypolimnion	kg.m.s^{-2}
φ	Latitude du lac	-

Tableau A.6 : Liste et description des paramètres utilisés par DYRESM

Symbole	Description	Unité
C_D	Coefficient de transfert aérodynamique du vent	-
C_g	Coefficient de dragage	-
C_L	Coefficient de transfert de chaleur latente	-
C_P	Chaleur spécifique de l'air à pression constante	$\text{m}^2.\text{s}^{-2}.\text{K}^{-1}$
C_S	Coefficient de transfert de chaleur sensible	-
E	Coefficient d'entraînement	-
L_E	Chaleur latente d'évaporation de l'eau	$\text{m}^2.\text{s}^{-2}$
k_{LE}	Coefficient d'atténuation de la lumière	m^{-1}
Ra	Albedo moyen	-
R_{in}	Nombre global de Richardson	-
η_{KE}	Coefficient d'efficacité de la production de cisaillement	-
η_{PE}	Coefficient d'efficacité de l'énergie potentielle de mélange	-
η_{WS}	Coefficient d'efficacité de mélange du vent	-
σ	Constante de Stefan-Boltzmann	$\text{Wm}^{-2}\text{K}^{-4}$

Tableau A.7 : Liste et description des variables utilisées par CAEDYM

Symbole	Description	Unité
A	Indice générique du groupe phytoplanctonique	-
AIN _A	Concentration interne en azote	mg N L ⁻¹
AIP _A	Concentration interne en phosphore	mg P L ⁻¹
C	Indice pour cyanobactéria	-
DIC	Carbone minéral dissous	mg C L ⁻¹
DOC	Carbone organique dissous	mg C L ⁻¹
DON	Azote organique dissous	mg N L ⁻¹
DOP	Phosphore organique dissous	mg P L ⁻¹
FRP	Phosphore minéral dissous	mg P L ⁻¹
NH ₄	Ammonium	mg N L ⁻¹
NO ₃	Nitrate	mg N L ⁻¹
N _t	Azote total	mg N L ⁻¹
O	Indice pour autres groupes phytoplanctoniques	-
O ₂	Oxygène dissous	mg O ₂ L ⁻¹
pH	pH	-
POC	Carbone organique particulaire	mg C L ⁻¹
PON	Azote organique particulaire	mg N L ⁻¹
POP	Phosphore organique particulaire	mg P L ⁻¹
P _t	Phosphore total	mg P L ⁻¹

Tableau A.8 : Liste et description des paramètres utilisés par CAEDYM dans les équations générales

Symbole	Description	Unité
Lumière		
K_{par}	Fraction du rayonnement solaire incidente actif	-
k_D	Coefficient d'atténuation de la lumière calculé par CAEDYM	m^{-1}
K_W	Coefficient d'atténuation de la lumière dans l'eau	m^{-1}
K_{eDOC}	Coefficient d'atténuation de la lumière dû au DOC	m^{-1}
K_{ePOC}	Coefficient d'atténuation de la lumière dû au POC	m^{-1}
K_e^A	Coefficient d'atténuation de la lumière dû au phytoplancton	m^{-1}
Dépendance de la température		
ϑ	Constante d'Arrhenius	-
T_{std}	Température standard	$^{\circ}C$
T_{opt}	Température optimale	$^{\circ}C$
T_{max}	Température maximale	$^{\circ}C$
Dépendance de l'oxygène dissous (O_2)		
KDO_g	Constante de demi-saturation de l' O_2	$g\ DO\ m^{-3}$
Flux des sédiments dissous		
k_{SOD}	Constante de demi-saturation de l' O_2 pour le flux des sédiments dissous	$g\ DO\ m^{-3}$
Sédimentation		
V_g	Vitesse de sédimentation du groupe phytoplanctonique g	$m\ s^{-1}$
Décomposition et/ou minéralisation de la matière organique		
μ_{DEC}	Taux maximum de décomposition du groupe phytoplanctonique g à $20^{\circ}C$	$jour^{-1}$
Nitrification		
k_{NIT}	Taux maximum de nitrification à 20° sous condition de saturation en O_2	$jour^{-1}$
Oxygène dissous		
$k_{O_2:N}$	Facteur de conversion stœchiométrique entre O_2 et N	$g\ DO\ (g\ N)^{-1}$
$k_{O_2:C}$	Facteur de conversion stœchiométrique entre O_2 et C	$g\ DO\ (g\ C)^{-1}$
k_{O_2}	Coefficient de transfert d' O_2 en fonction de la vitesse du vent	$m\ s^{-1}$

Tableau A.9 : Liste et description des paramètres utilisés par CAEDYM dans les équations de la production phytoplanctonique

Symbole	Description	Unité
Production phytoplanctonique		
$\mu_{\max A}$	Taux maximum de croissance du groupe phytoplanctonique A	jour ⁻¹
μ_A	Taux de croissance du groupe phytoplanctonique A	jour ⁻¹
k_{rA}	Taux des pertes : respiration + excrétion + mortalité du groupe phytoplanctonique A	jour ⁻¹
k_{rpA}	Taux de croissance algale lié à la photorespiration	-
V_{sA}	Vitesse de sédimentation du groupe phytoplanctonique A	m s ⁻¹
Absorção, excreção do carbono e respiração		
$Y_{C:chl a}$	Facteur de conversion stœchiométrique entre C et chl-a	mg C (mg chl-a) ⁻¹
f_{RES}	Fraction de la respiration par rapport aux pertes métaboliques totales	-
f_{DOMA}	Fraction des pertes métaboliques transmise aux matières organiques dissoutes	-
Limitation par la lumière		
I_k	Inclinaison inicial de la courbe P-I	$\mu Em^{-2}s^{-1}$
I_s	Intensité lumineuse de saturation maximale	$\mu Em^{-2}s^{-1}$
Limitation par l'azote		
K_{NA}	Constante de demi-saturation pour l'absorption de l'azote par le groupe phytoplanctonique A	mg N L ⁻¹
$AIN_{\max A}$	Concentration maximale interne en azote pour le groupe phytoplanctonique A	mg N (mg chl-a) ⁻¹
$AIN_{\min A}$	Concentration minimale interne en azote pour le groupe phytoplanctonique A	mg N (mg chl-a) ⁻¹
Limitation par le phosphore		
K_P	Constante de demi-saturation pour l'absorption du phosphore par le groupe phytoplanctonique A	mg P L ⁻¹
$AIP_{\max A}$	Concentration maximale interne en phosphore pour le groupe phytoplanctonique A	mg P (mg chl-a) ⁻¹
$AIP_{\min A}$	Concentration minimale interne en phosphore pour le	mg P (mg chl-a) ⁻¹

Tableau A.10 : Liste et description des paramètres utilisés par CAEDYM dans les équations du cycle du C et du P

Symbole	Description	Unité
Carbone inorganique		
k_{CO_2}	Coefficient de transfert d'O ₂ en fonction de la vitesse du vent	m s ⁻¹
K_0	Solubilité du CO ₂	mol L ⁻¹ atm ⁻¹
Azote		
μ_{DEN}	Taux maximum de dénitrification à 20° sous des conditions anoxiques	jour ⁻¹

Annexe 3 : Pollutogrammes observés et simulés lors de l'essai de calage n° 1 pour le bassin Pampulha

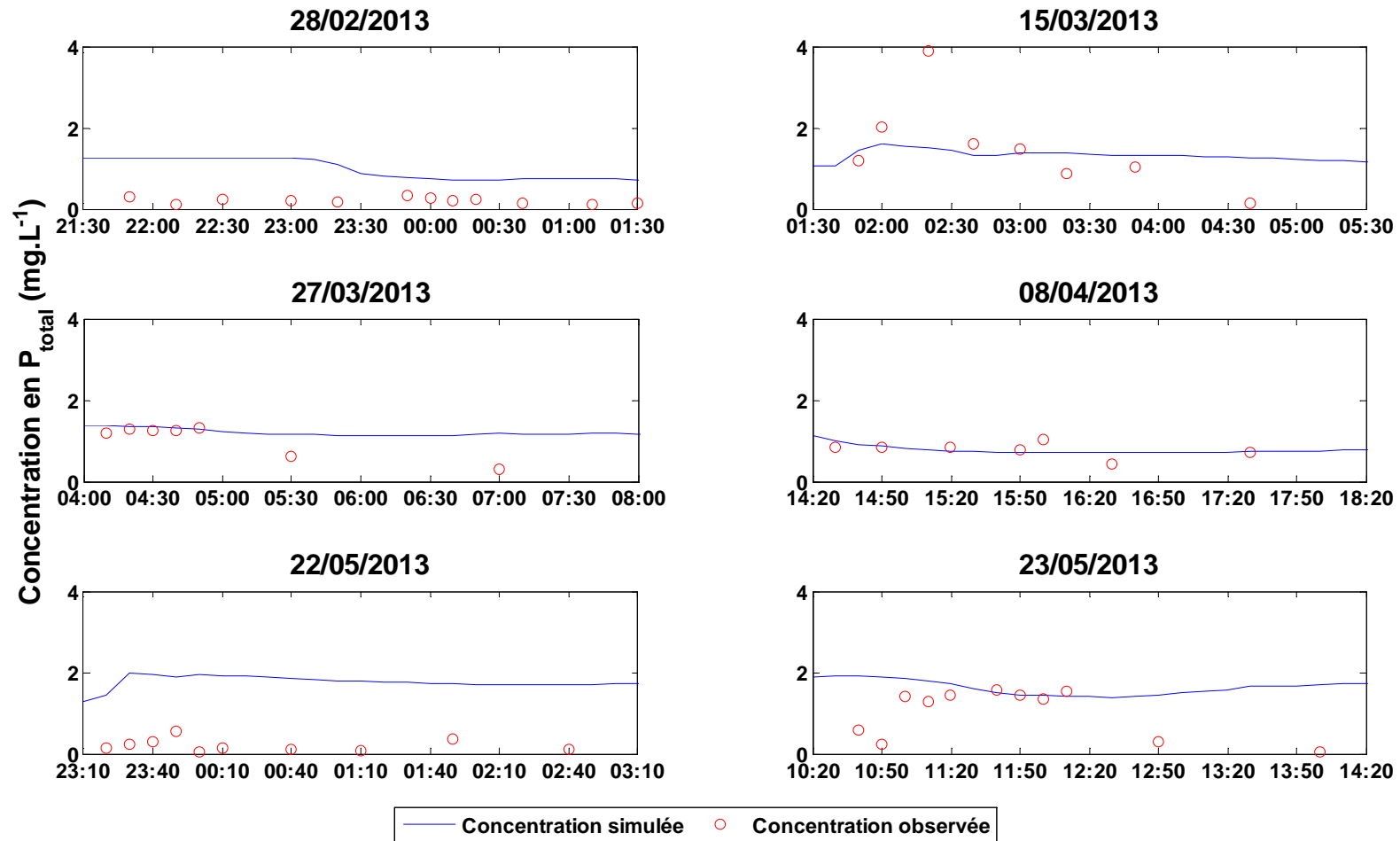


Figure A. 1 : Pollutogrammes observés et simulés pour le phosphore total lors de l'essai de calage n°1

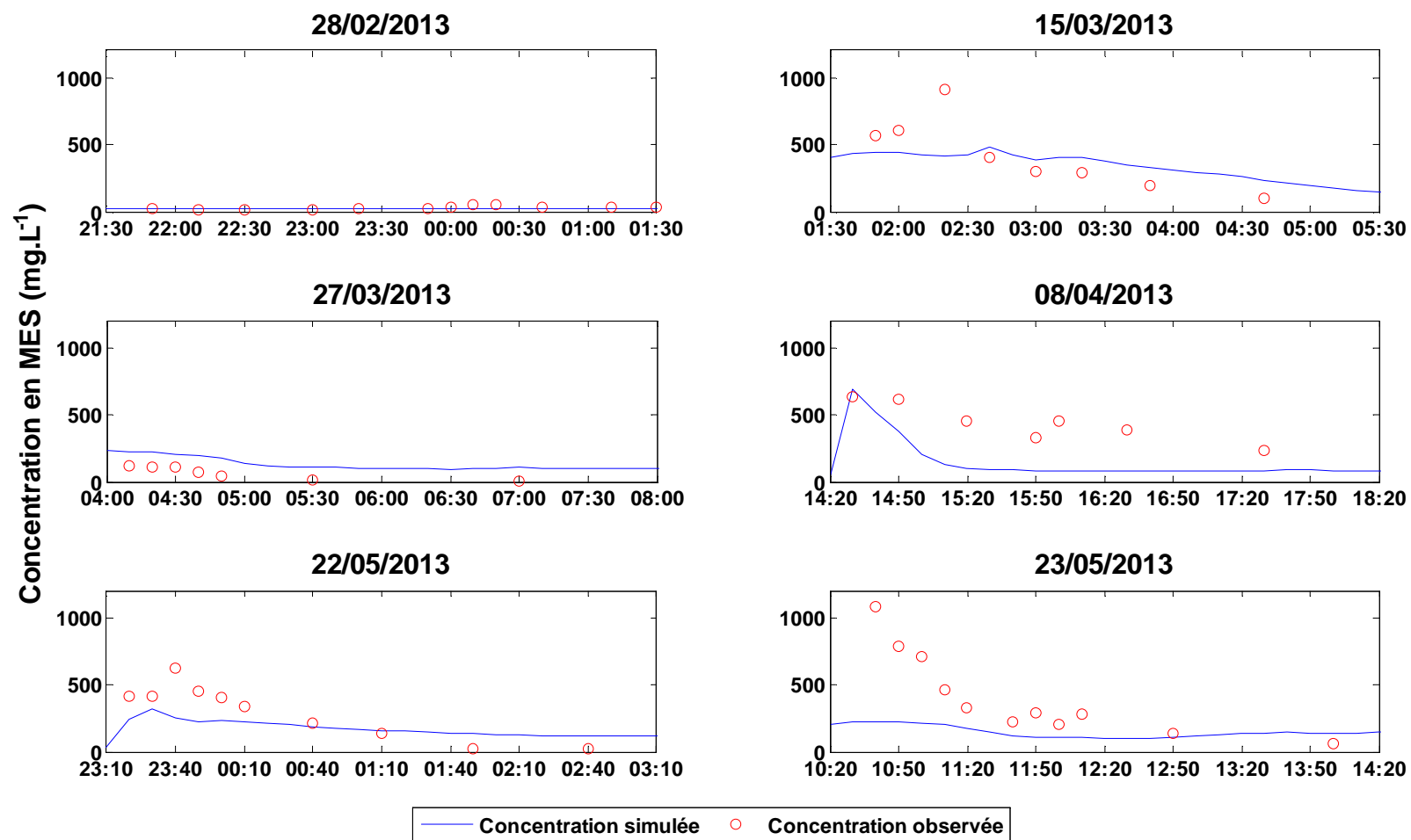


Figure A. 2 : Pollutogrammes observé et simulé pour les matières en suspension lors de l'essai de calage n°1

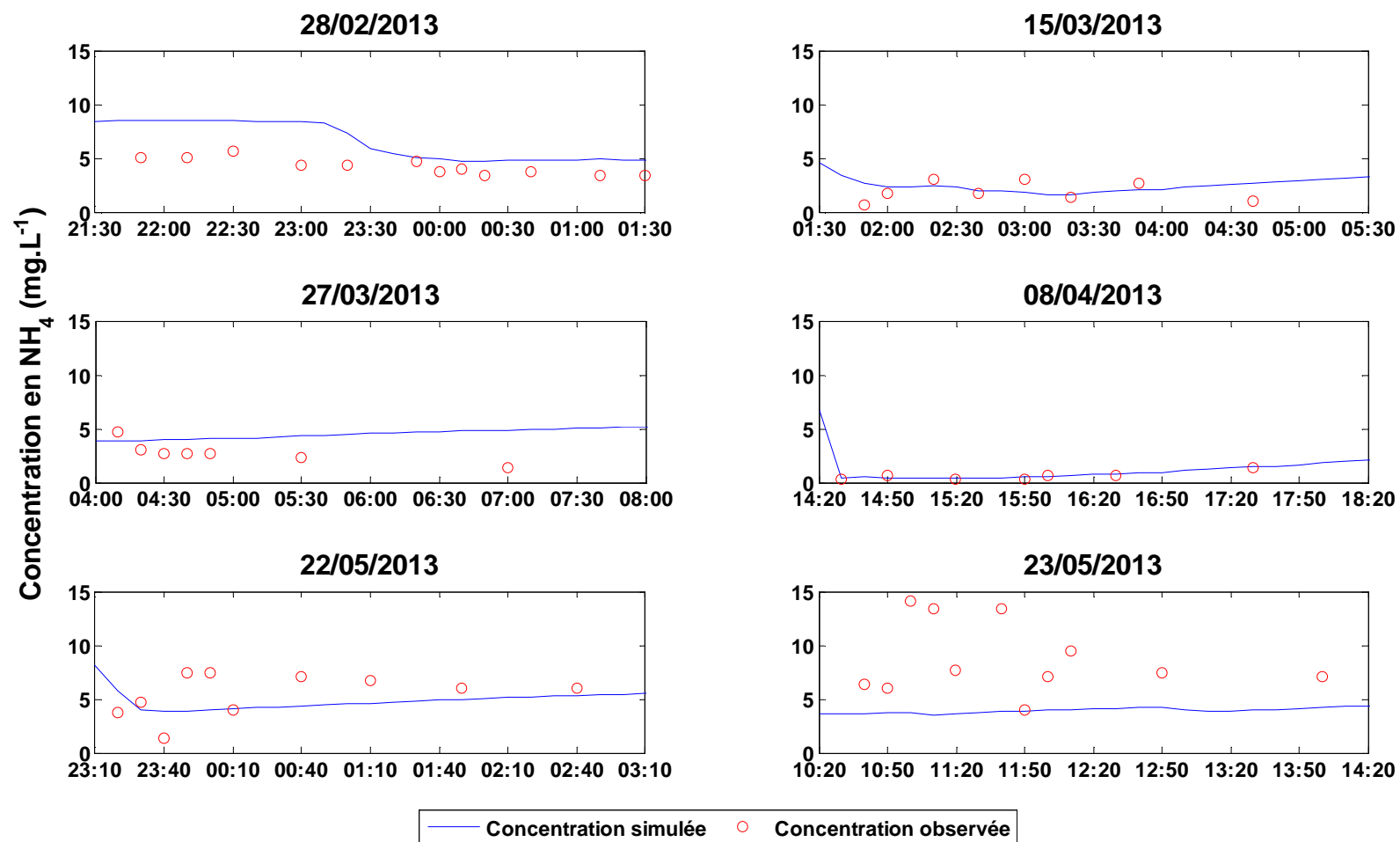


Figure A. 3 : Pollutogrammes observé et simulé pour l'ammonium lors de l'essai de calage n°1

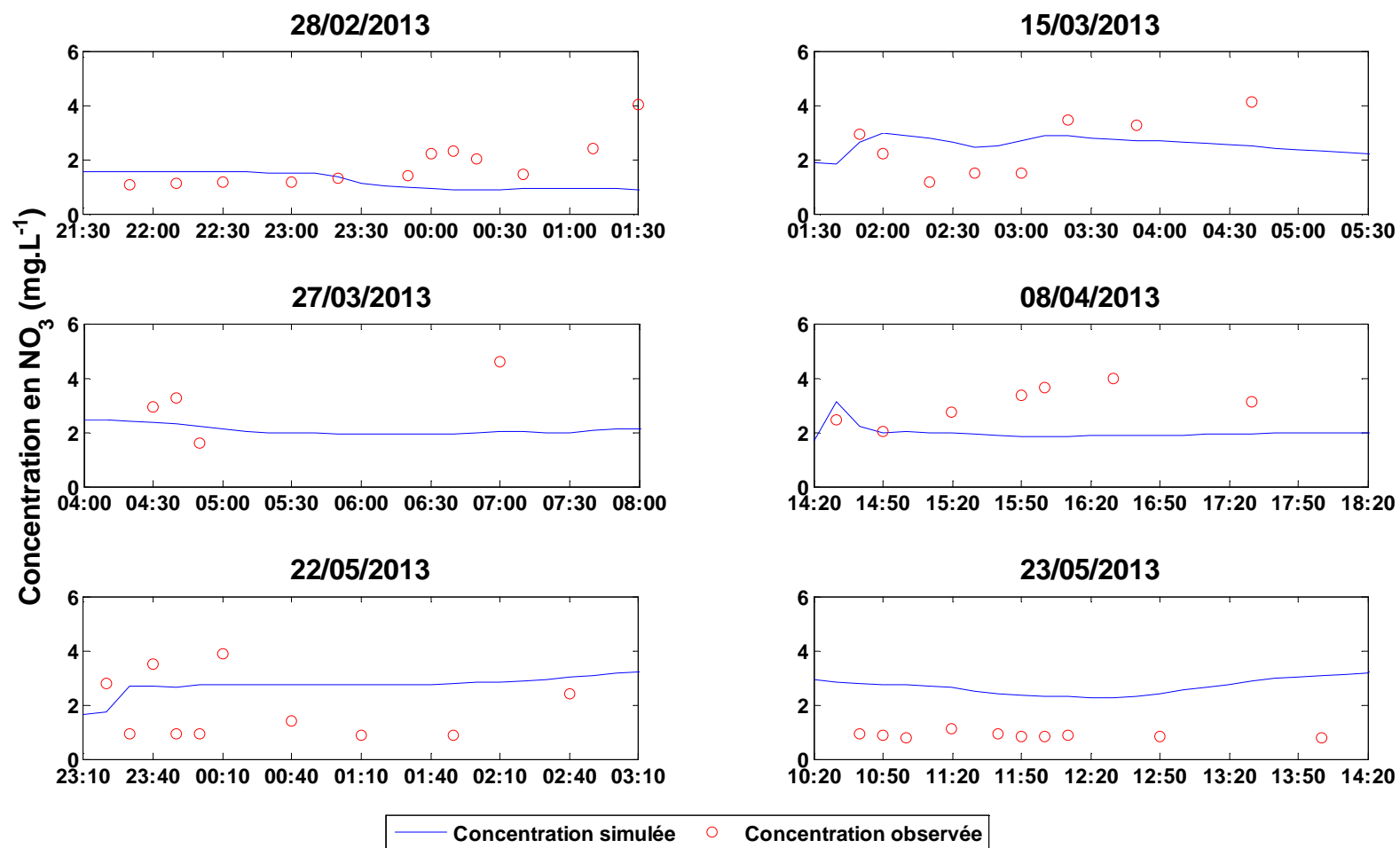


Figure A. 4 : Pollutogrammes observé et simulé pour le nitrate total lors de l'essai de calage n°1

Annexe 4 : Résultats de l'essai de calage n° 2 pour la modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha

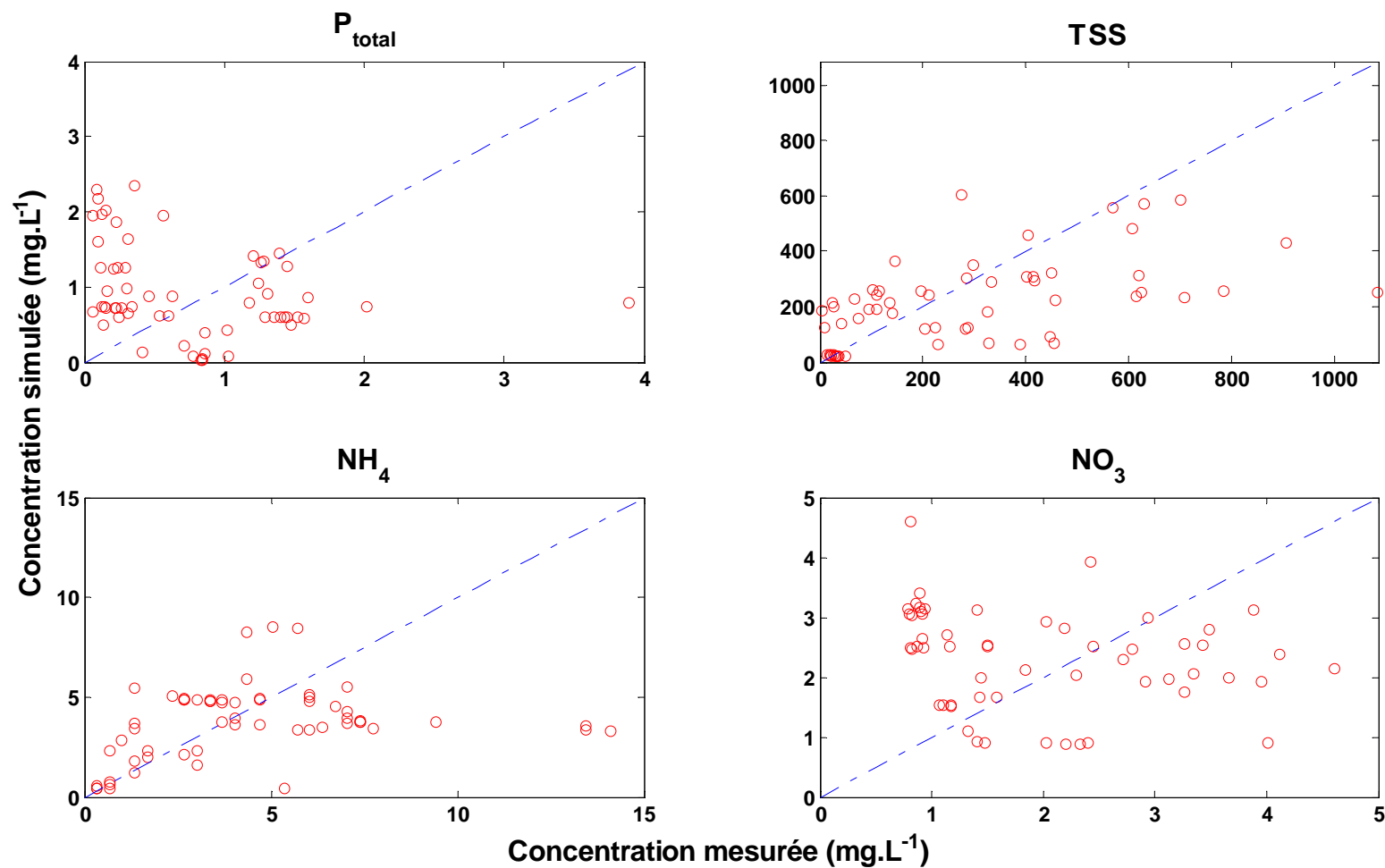


Figure A.5 : Résultats de la modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha. Essai de calage n° 2. Les points rouges représentent le couple concentration observée-simulée à un pas de temps donné. La ligne bleu pointillée est la droite 1:1 (voir texte).

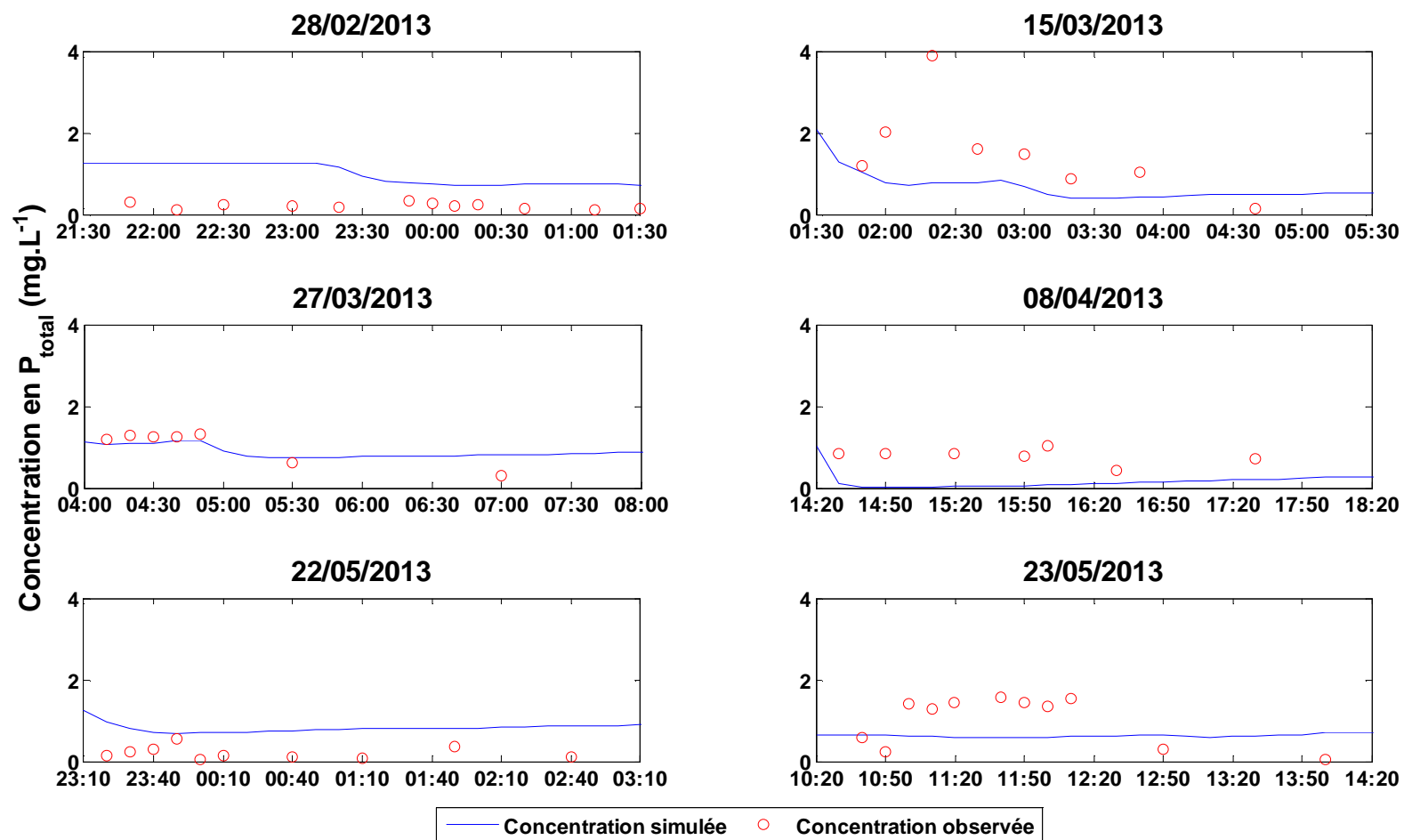


Figure A. 6 : Pollutogrammes observé et simulé pour le phosphore total lors de l'essai de calage n°2

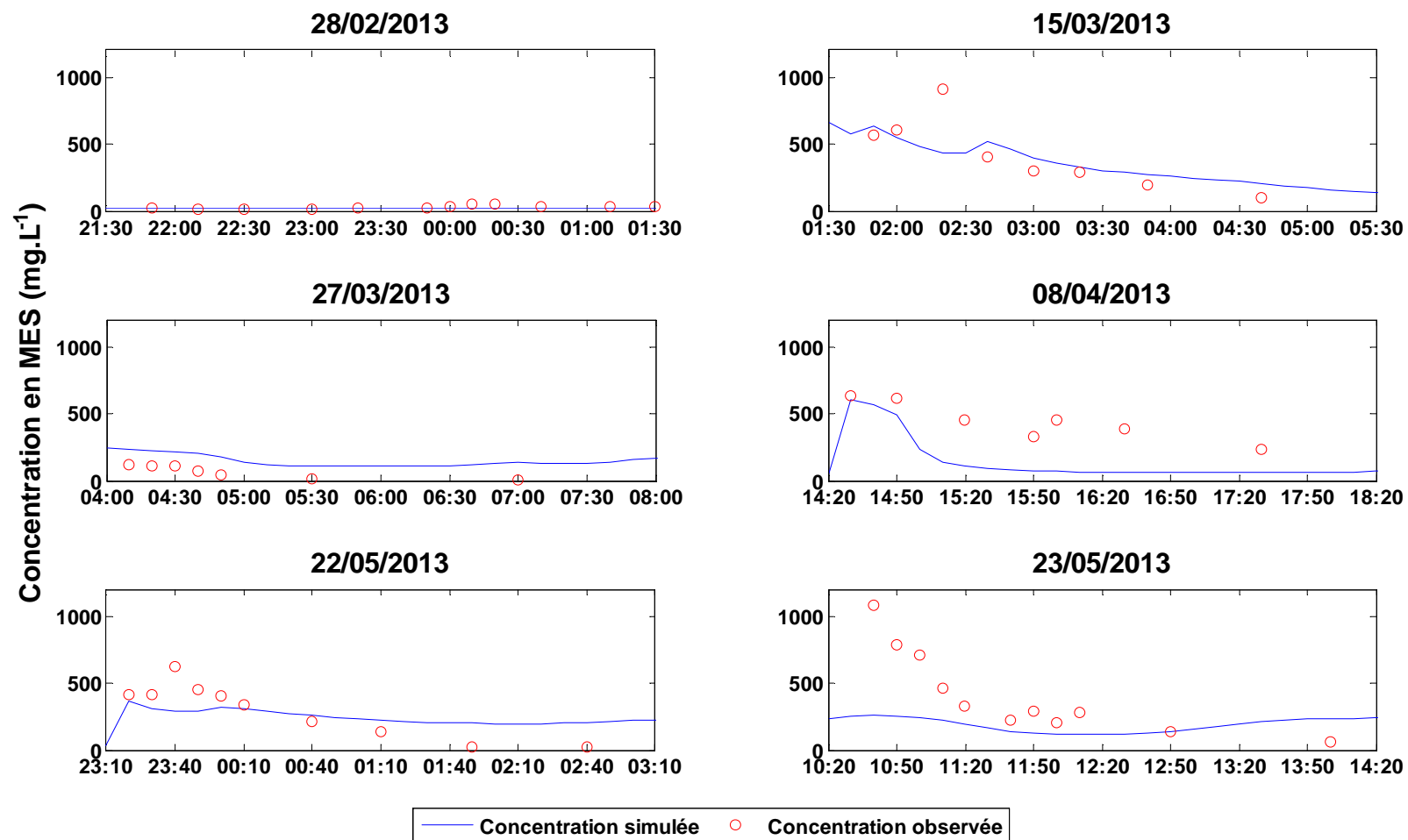


Figure A.7 : Pollutogrammes observé et simulé pour les matières en suspension lors de l'essai de calage n°2

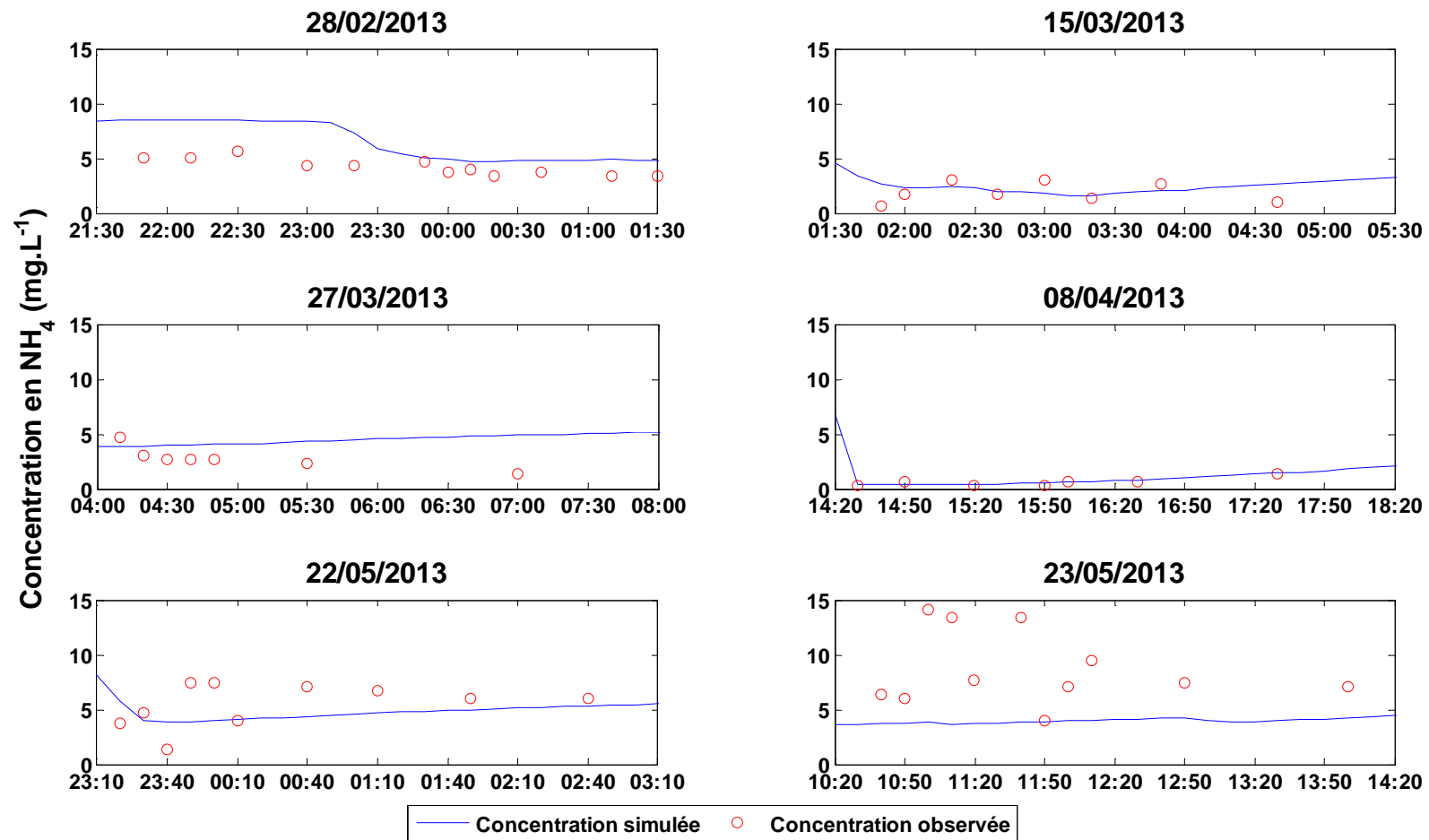


Figure A. 8 : Pollutogrammes observé et simulé pour l'ammonium lors de l'essai de calage n°2

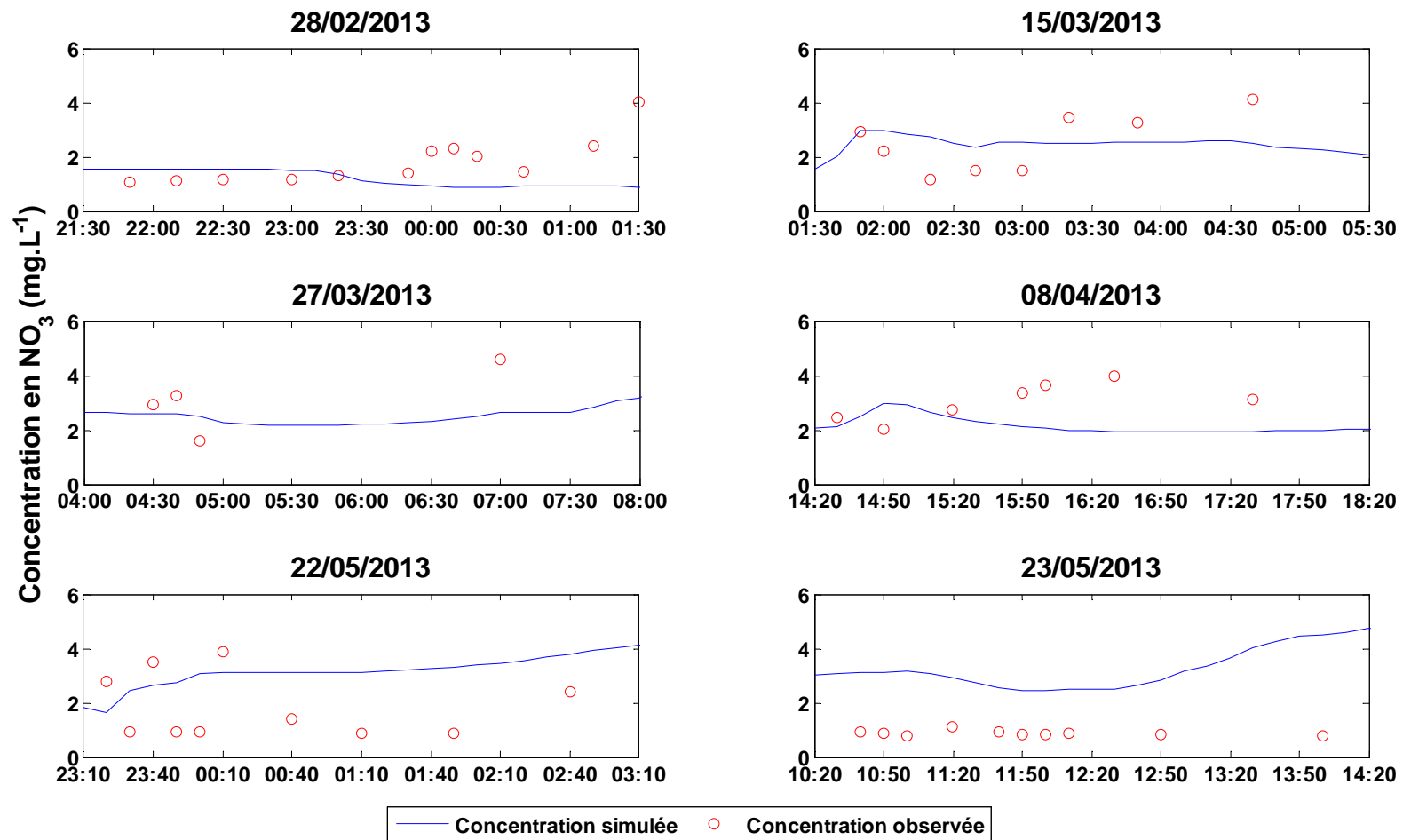


Figure A. 9 : Pollutogrammes observé et simulé pour le nitrate lors de l'essai de calage n°2

Annexe 5 : Résultats de l'essai de calage n° 3 pour la modélisation de la qualité des RUTPs dans le bassin Pampulha

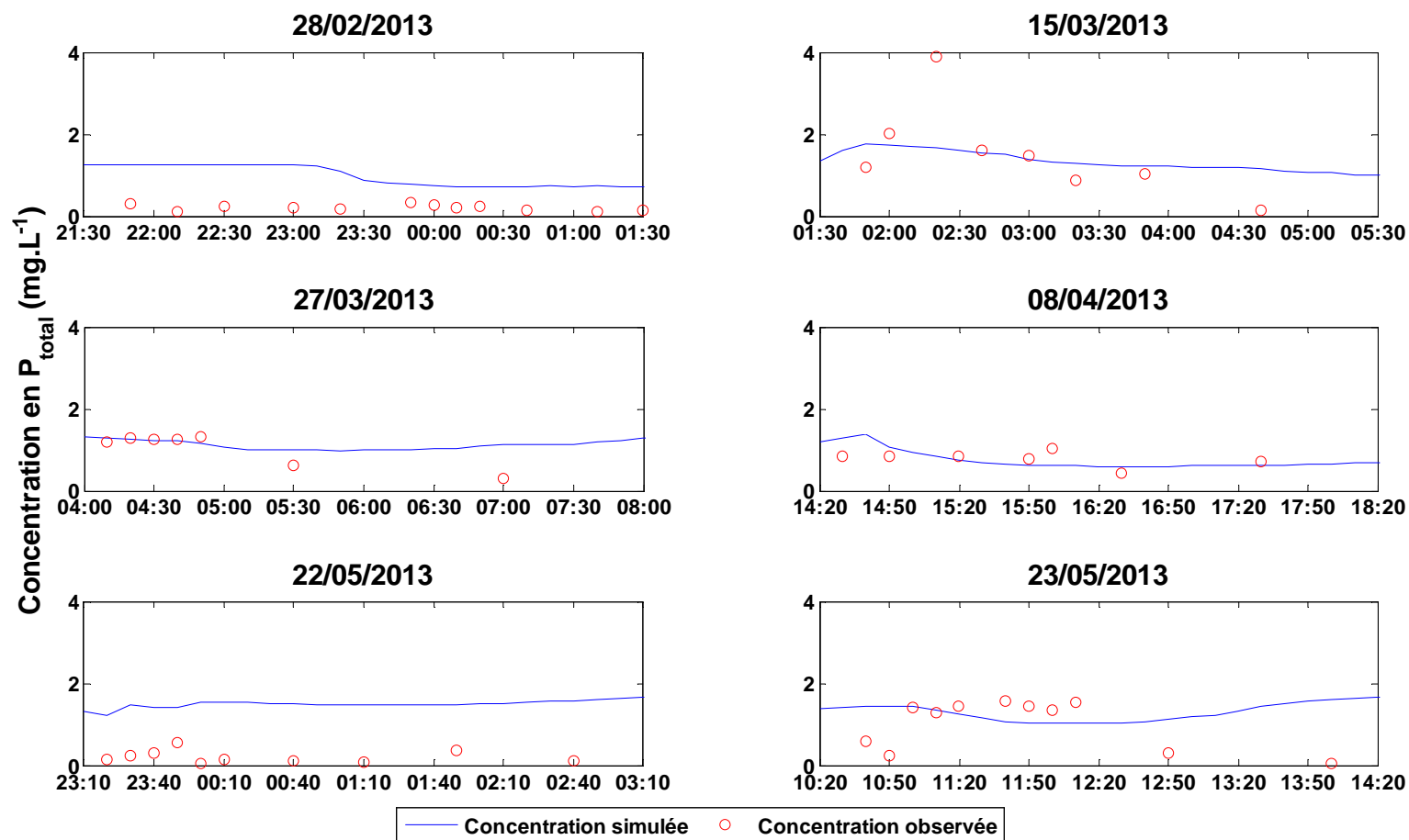


Figure A.10 : Pollutogrammes observé et simulé pour le phosphore total lors de l'essai de calage n°3

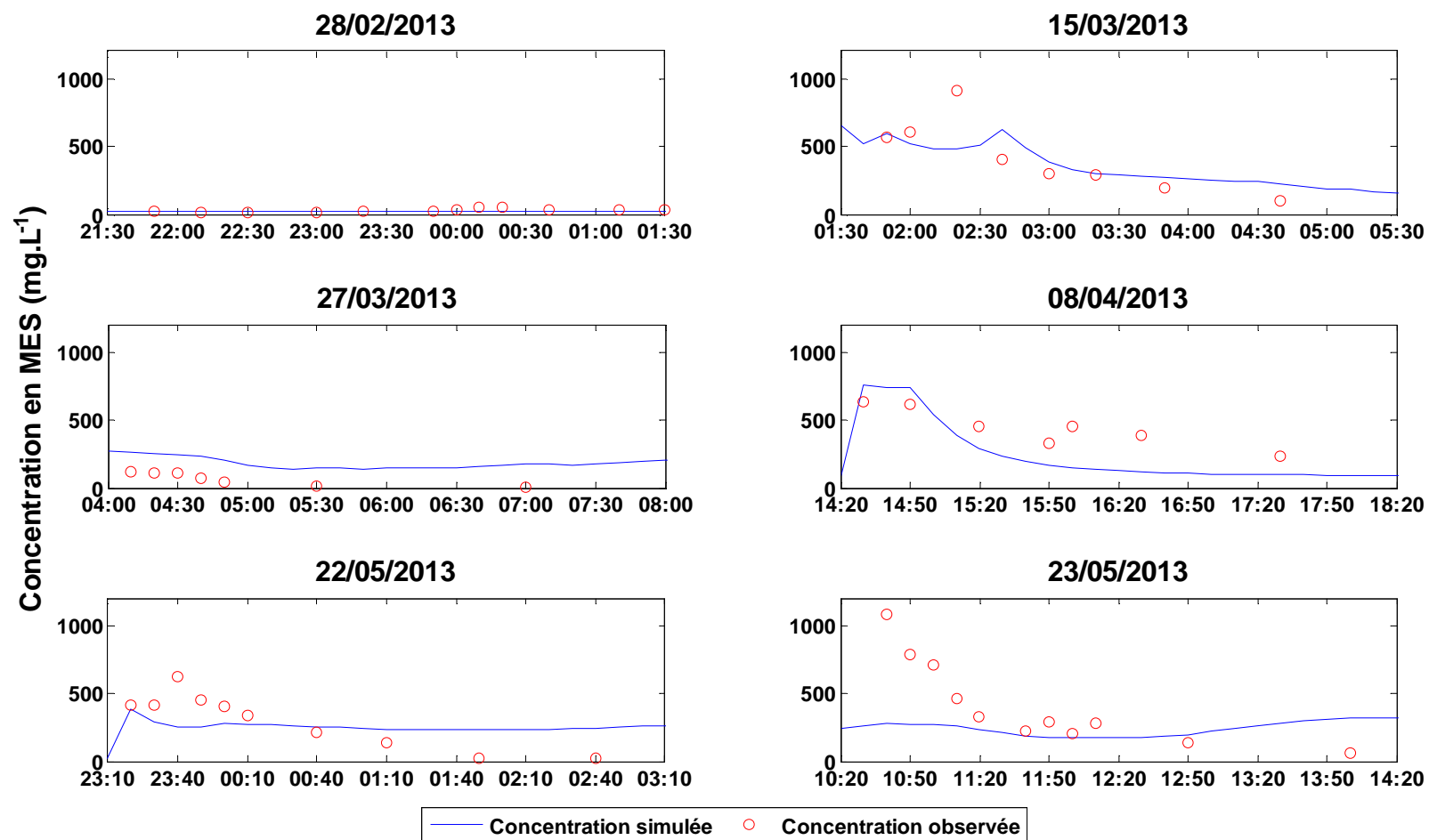


Figure A.11 : Pollutogrammes observé et simulé pour les matières en suspension lors de l'essai de calage n°3

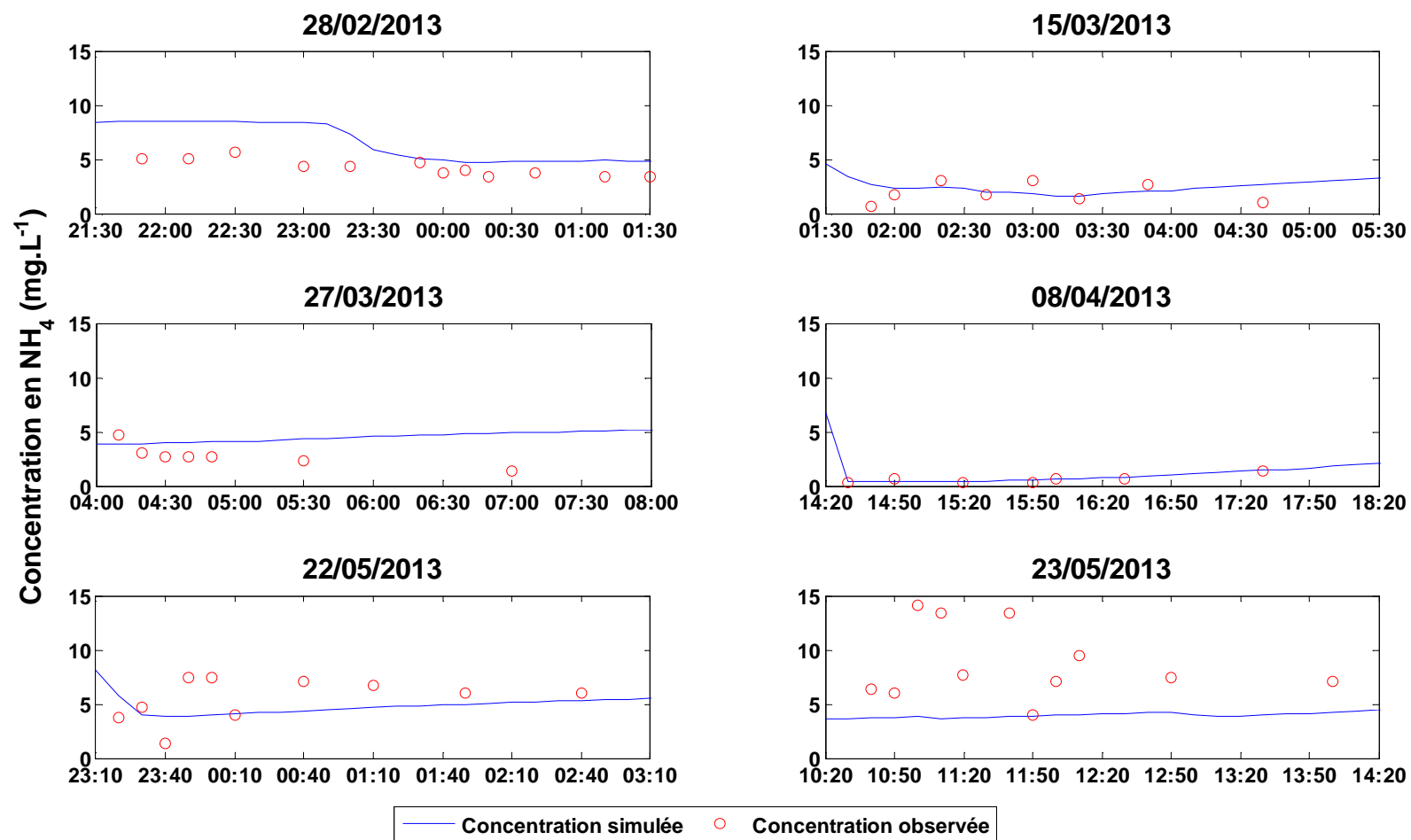


Figure A.12 : Pollutogrammes observé et simulé pour l'ammonium lors de l'essai de calage n°3

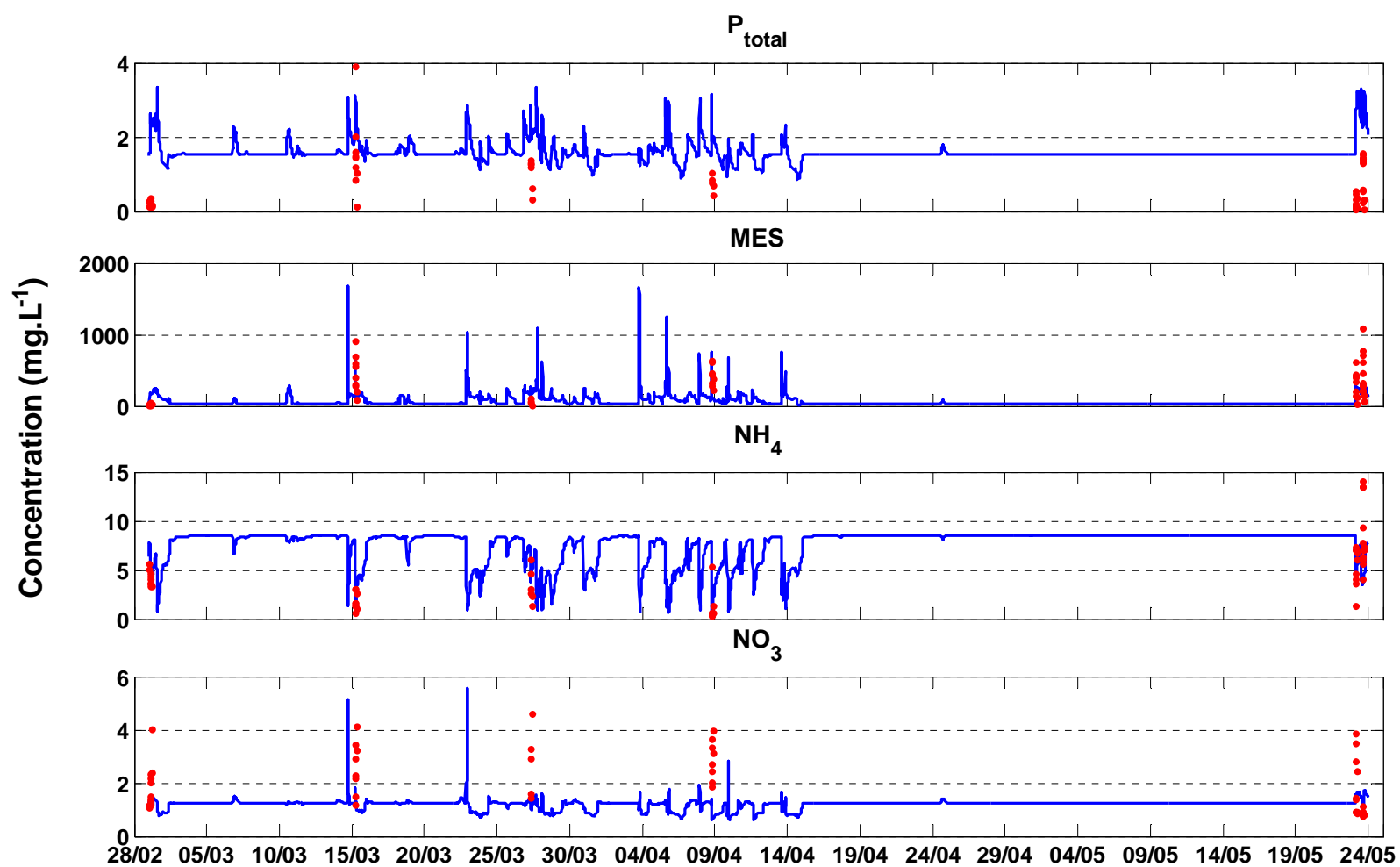


Figure A.13: Concentrations observées (en rouge) et simulées (en bleu) par SWMM.

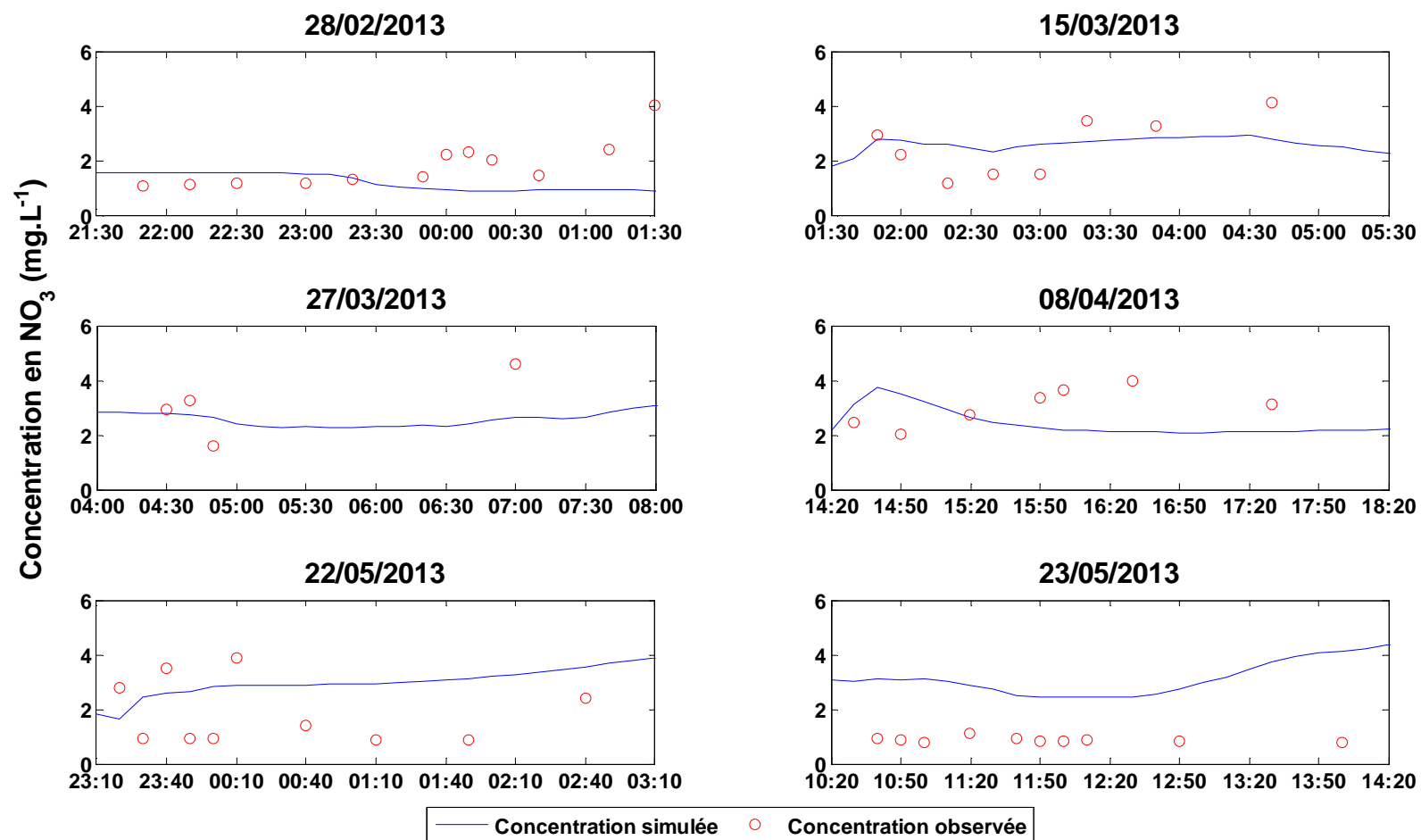


Figure A.14 : Pollutogrammes observé et simulé pour le nitrate lors de l'essai de calage n°3

Annexe 6 : Flux apportée dans le lac de Pampulha selon les résultats du modèle hydrologique

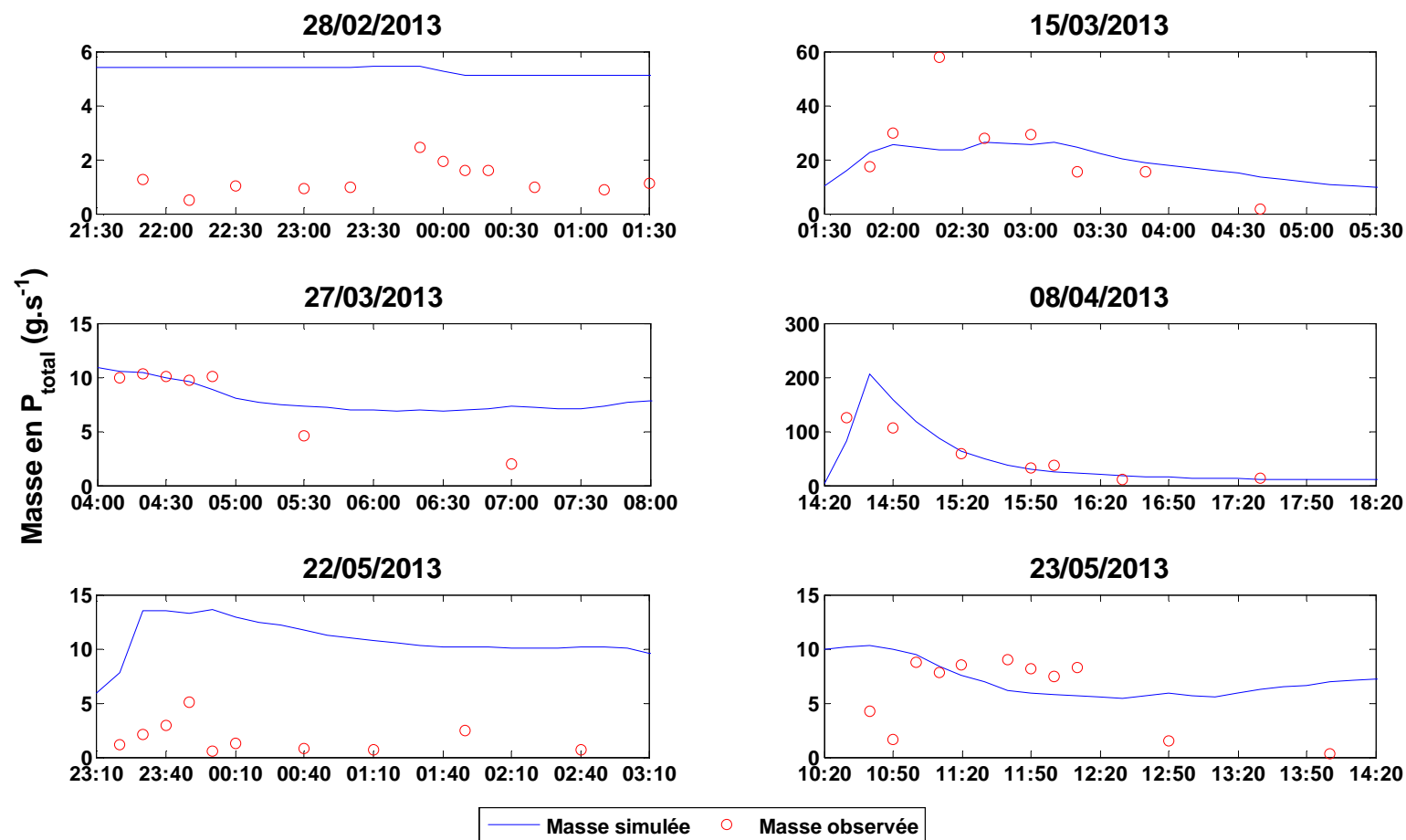


Figure A.15 : Pollutogrammes (en masse par unité de temps) observé et simulé pour le phosphore total lors de l'essai de calage n°3

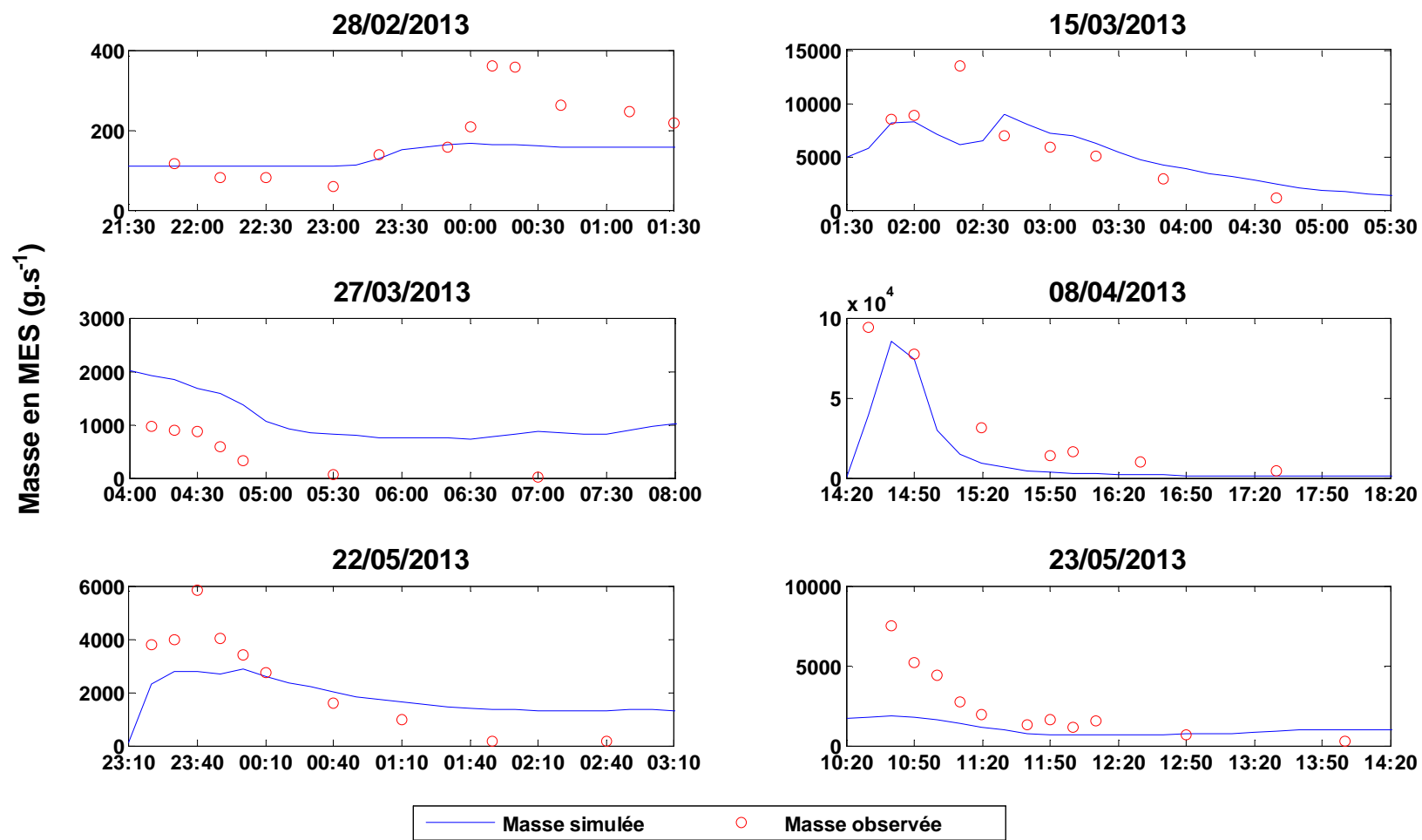


Figure A.16 : Pollutogrammes (en masse par unité de temps) observé et simulé pour les matières en suspension lors de l'essai de calage n°3

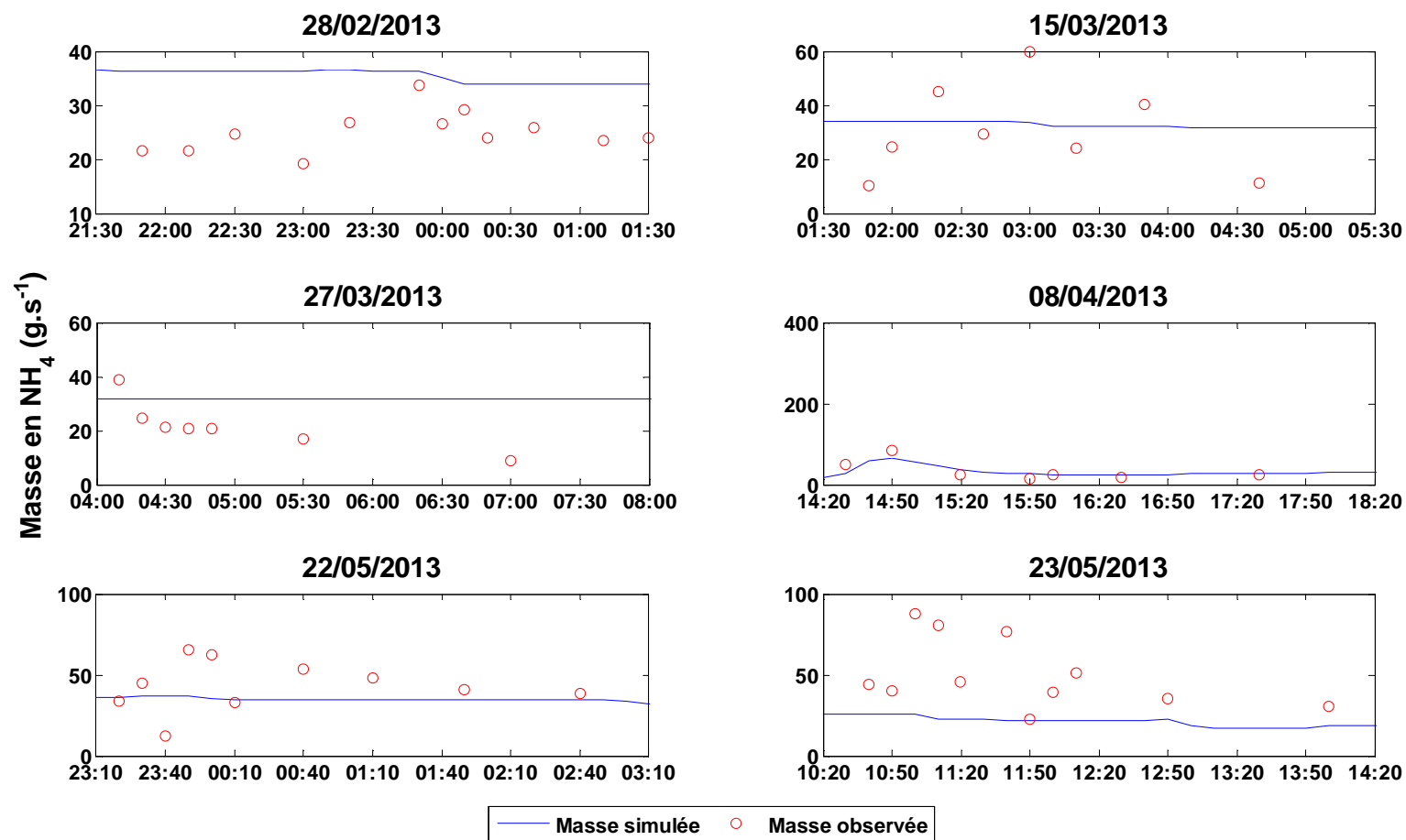


Figure A.17 : Pollutogrammes (en masse par unité de temps) observé et simulé pour l'ammonium lors de l'essai de calage n°3

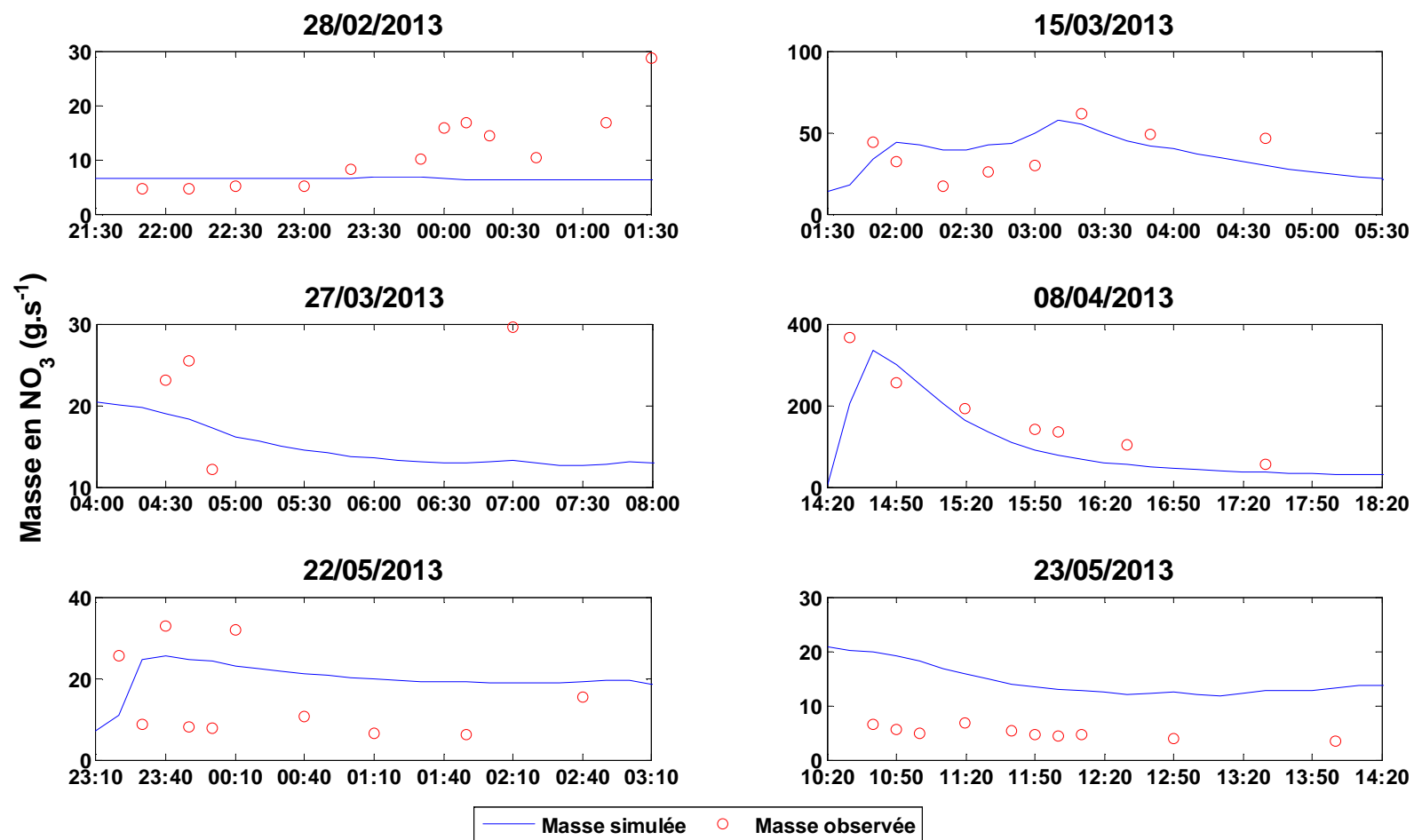


Figure A.18 : Pollutogrammes (en masse par unité de temps) observé et simulé pour le nitrate lors de l'essai de calage n°1

Annexe 7 : Flux des nutriments dans le modèle du lac (simulation S2)

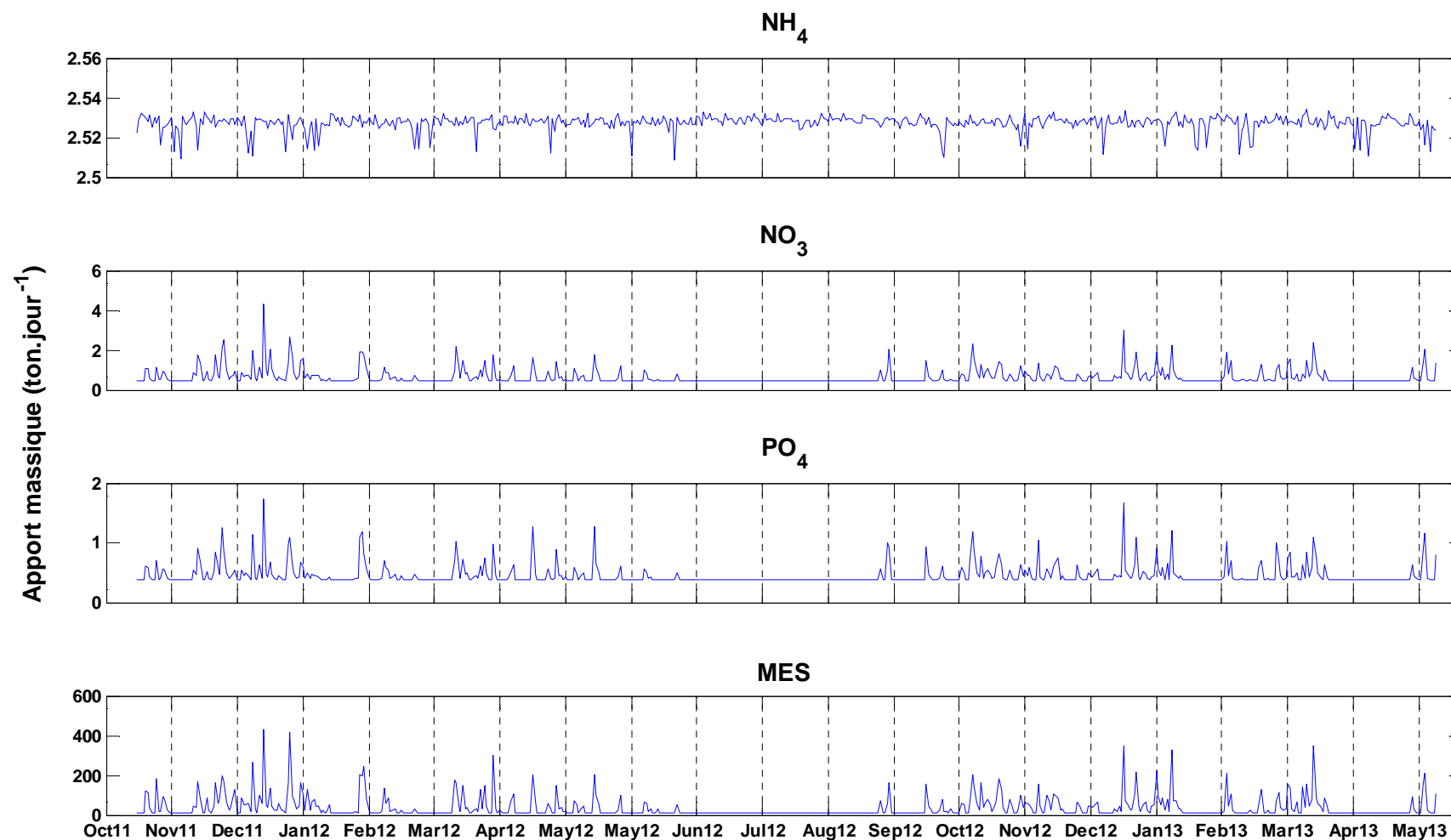


Figure A. 19 : Apports massiques journaliers calculés par le modèle hydrologique et utilisés dans le modèle du lac

Annexe 8 : Simulation S1

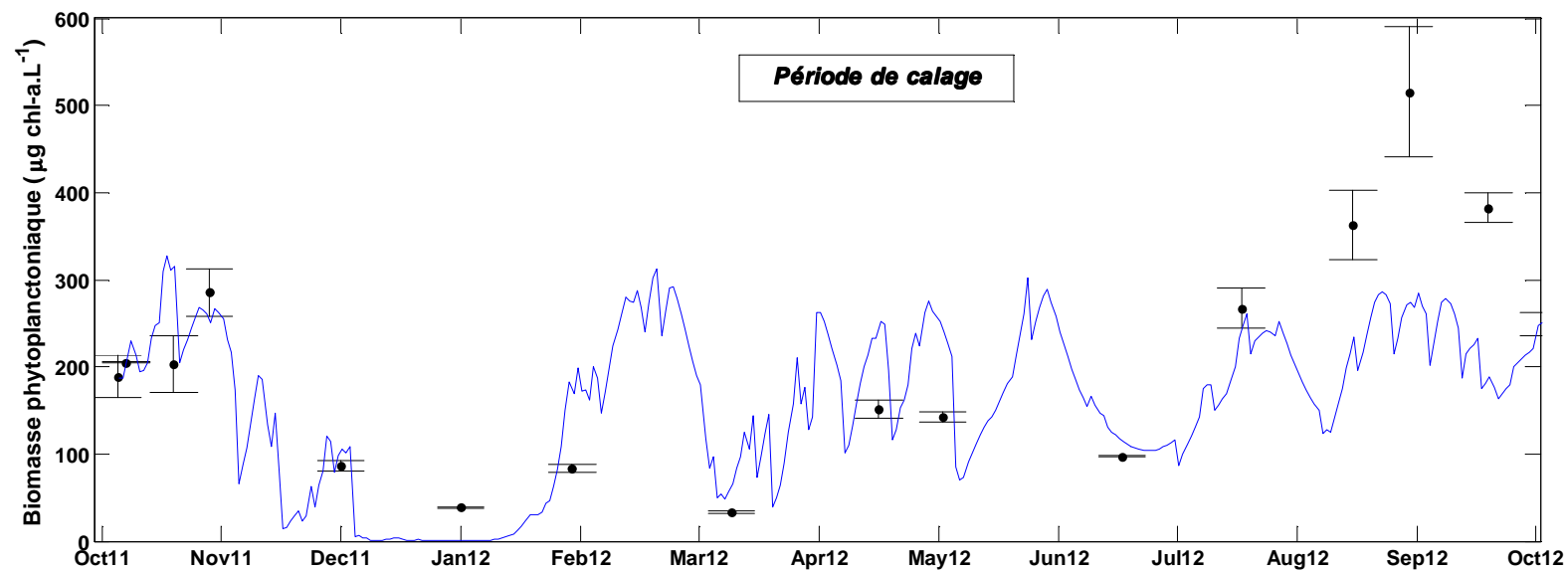


Figure A. 20 : Biomasse phytoplanctonique observée (en rouge) et simulée (en bleu) lors de la simulation S1 sur le lac de Pampulha. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre le réplicats des mesures spectrophotométriques. Période de calage.

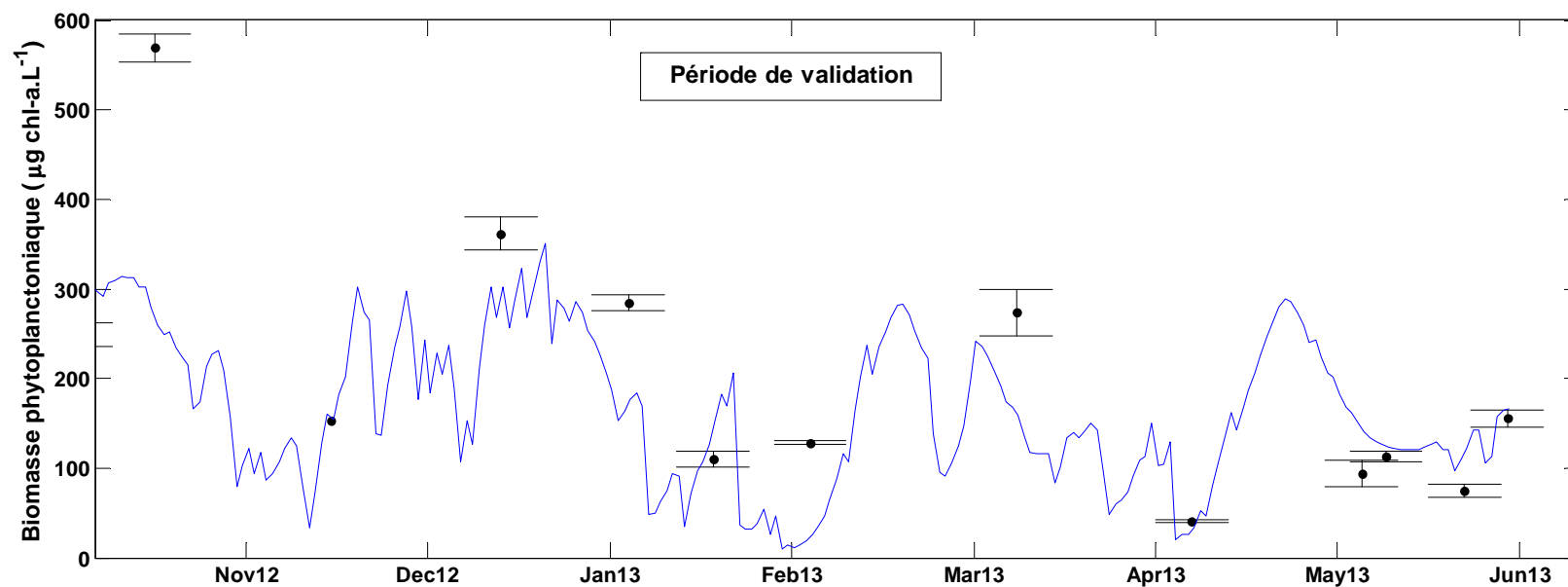


Figure A. 21 : Biomasse phytoplanctonique observée (en rouge) et simulée (en bleu) lors de la simulation S1 sur le lac de Pampulha. Les barres d'erreur indiquent l'écart type entre le réplicats des mesures spectrophotométriques. Période de validation.

Annexe 9: Concentrations en nutriments mesurées sur le lac de Pampulha

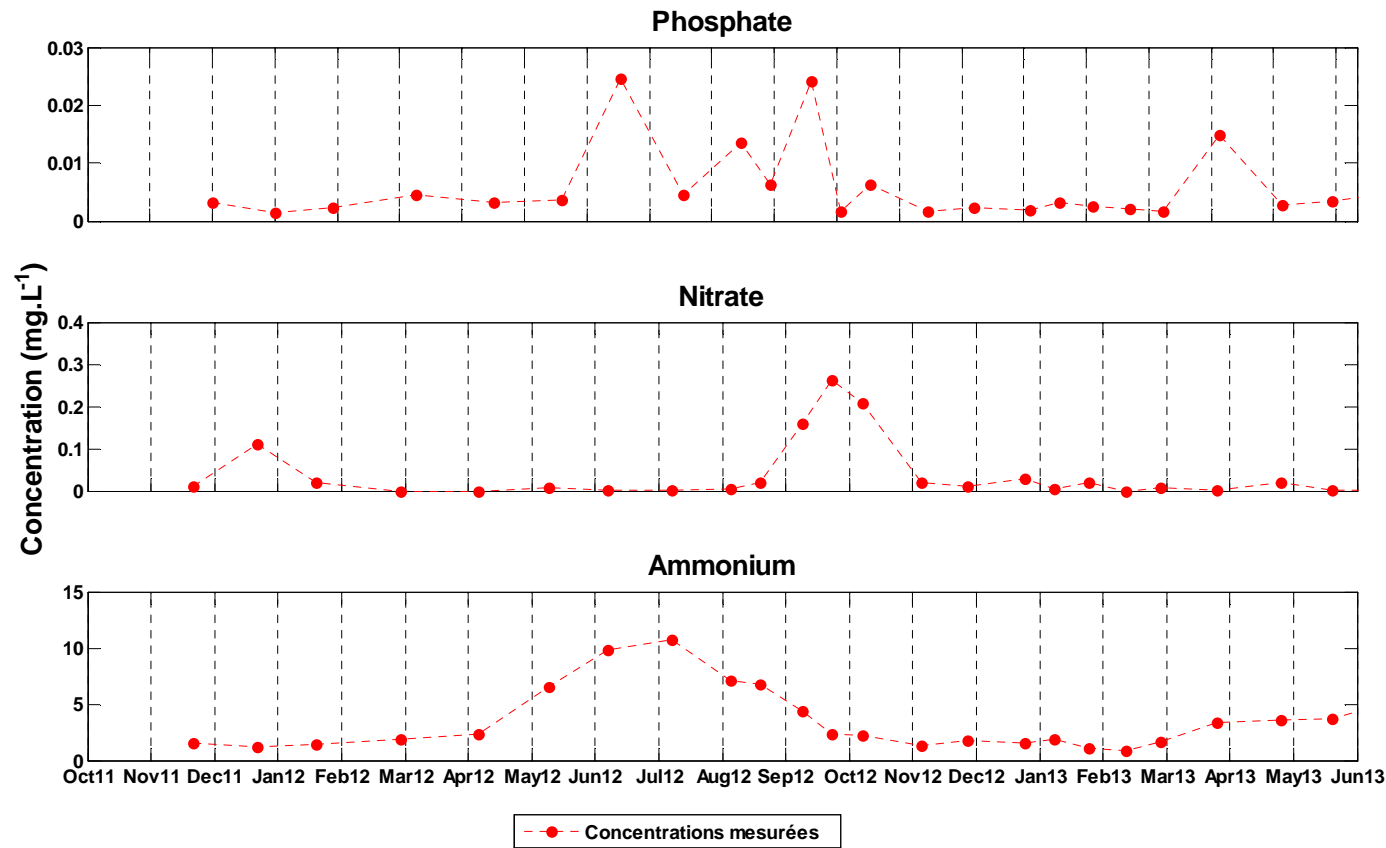


Figure A. 22 : Concentrations en nutriments mesurées dans le lac de Pampulha au point P2, à 0.50 m de profondeur

Annexe 10: Resumo expandido em português

Introdução

Em todo o mundo, ambientes lênticos, naturais ou artificiais, situados em centros urbanos exercem diversas funções muito importantes para o funcionamento sustentável das cidades: armazenam águas pluviais ajudando no controle de inundações, funcionam como espaços de lazer, prática de esportes e pesca e muitas vezes representam verdadeiros patrimônios em virtude de seus valores ecológicos e paisagísticos (Domingues e Torgan, 2011; Garnier *et al.*, 1989; Friese *et al.*, 2010; Lopes *et al.*, 2002; Stoianov *et al.*, 2000). Ainda, se examinados dentro do contexto das mudanças climáticas globais, esses corpos d'água ajudam a atenuar os extremos de temperatura atmosférica nos grandes centros urbanos (Spronken-Smith e Oke, 1999).

Nas últimas décadas, os ecossistemas lênticos situados em meio urbano têm sido seriamente afetados pelas atividades antrópicas desenvolvidas em suas bacias de drenagem, as quais impactam todo o sistema, principalmente devido ao lançamento de rejeitos industriais, esgotos domésticos, drenagem pluvial, aporte de resíduos sólidos, etc. Em razão dessa pressão antrópica, vários corpos d'água em todo o mundo encontram-se eutrofizados e com qualidade de água comprometida (Cooke *et al.*, 2005). O processo de urbanização caracterizado pelo aumento na proporção de áreas impermeáveis e mudanças no uso do solo acarreta um aumento no volume e na velocidade do escoamento superficial, o que se traduz em cargas de poluição difusa mais expressivas lançadas nos corpos d'água receptores (Alberti *et al.*, 2000; Vieira *et al.*, 2009). Dentre os diversos poluentes presentes no escoamento superficial de uma bacia hidrográfica urbana, os nutrientes nitrogênio e fósforo são os principais responsáveis por favorecer a proliferação fitoplanctônica nos lagos e reservatórios (Smith, 2003).

A biomassa fitoplanctônica é um dos parâmetros utilizados para avaliar a qualidade das águas em lagos e reservatórios em razão de sua relevância para a biodiversidade em tais ecossistemas (Reynolds, 2006). Dentre os diversos grupos fitoplanctônicos, as cianobactérias merecem atenção especial por parte dos pesquisadores, gestores e usuários dos corpos d'água devido ao seu potencial de produção de substâncias tóxicas ao homem e aos animais expostos à água contaminada. Esses microrganismos podem se desenvolver de forma generalizada quando as condições ambientais são favoráveis, afetando os usos da água para abastecimento doméstico, a pesca, a recreação de contato primário e a prática de esportes náuticos. A

produção excessiva de cianobactérias também diminui a biodiversidade nos meios lênticos, afetando seu funcionamento ecológico (Levi *et al.*, 2006).

No caso do escoamento superficial urbano e da qualidade da água no meio receptor, apesar da conexão evidente entre ambos os sistemas, apenas recentemente esses processos têm sido avaliados de forma conjunta. A complexidade dos fenômenos envolvidos na formação do escoamento superficial em meio urbano e no funcionamento de um ecossistema lêntico, cada um ocorrendo em escalas temporais características, faz da modelagem matemática uma ferramenta apropriada para se estudar a relação entre a quantidade e a qualidade das águas escoadas na bacia durante um evento chuvoso e a dinâmica fitoplanctônica no lago receptor. É importante destacar que um melhor entendimento sobre esta questão implica o estudo do ambiente lêntico não como uma unidade isolada do meio urbano, mas como uma peça que se integra e responde às modificações que ocorrem no seu entorno, ou seja, na bacia hidrográfica.

Objetivos

Objetivo geral

Contribuir para o melhor entendimento dos fatores intervenientes na dinâmica das cianobactérias em lagos urbanos e fornecer uma ferramenta para investigar a relação entre esta última e as mudanças que ocorrem na bacia hidrográfica, tais quais, modificações na ocupação do espaço e melhorias na infraestrutura sanitária.

Objetivos específicos

- Avaliar o monitoramento com dados de alta frequência e a modelagem térmica e biológica (com enfoque na dinâmica de cianobactérias) de um sistema lêntico urbano em região de clima temperado (lago Enghien-les-Bains, França);
- Modelar o funcionamento físico, químico e biológico, em termos de dinâmica de cianobactérias, da lagoa da Pampulha (modelo do lago);
- Modelar a vazão, em quantidade e qualidade, que chega à lagoa da Pampulha em período chuvoso (modelo hidrológico);
- Integrar o modelo hidrológico e o modelo do lago e quantificar o impacto do escoamento superficial na dinâmica das cianobactérias na lagoa da Pampulha

Revisão bibliográfica

Modelagem hidrológica integrada à modelagem de um sistema lântico

A integração entre um modelo hidrológico e o modelo ecológico de um lago ocorre por meio da utilização do escoamento superficial gerado pelo primeiro modelo como dado de entrada para o segundo modelo. Procedendo dessa forma, é possível aplicar diferentes cenários de mudança da bacia hidrográfica e simular as respectivas respostas do ecossistema aquático. A intensificação do processo de urbanização, mudanças climáticas e a crescente preocupação com a qualidade dos recursos hídricos são alguns dos cenários que podem ser explorados através da modelagem integrada. Xu *et al.* (2007) e Norton *et al.* (2012) destacam que a modelagem integrada é uma abordagem de maior receptividade por parte dos gestores e do público em geral, uma vez que ela pode ser mais facilmente percebida como uma representação de sistemas naturais e suas interconexões.

Diversos estudos integraram dois ou mais modelos matemáticos para avaliar como mudanças na política de planejamento urbano, mudanças climáticas, a intensificação do processo de urbanização e mudanças no uso do solo podem afetar os ambientes lacustres. Wu *et al.* (2006) utilizaram em conjunto o modelo hidrológico HSPF e o modelo de simulação da qualidade de reservatórios CE-QUAL-W2 para definir as técnicas compensatórias mais adequadas à redução das cargas de fósforo e nitrogênio afluentes ao reservatório Swift Creek (EUA). Os efeitos de mudanças climáticas sobre o ciclo hidrológico e sobre a dinâmica físico-química e biológica de ecossistemas lânticos foram estimados por Taner *et al.* (2011) que aplicaram uma modelagem integrada ao lago Onondaga (EUA). As mudanças nos padrões de temperatura do ar e intensidade das chuvas foram baseadas em cenários do *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC e simuladas pelos modelos HSPF (hidrológico), UFI4S4 (hidrodinâmico) e AQUATOX (modelo ecológico). Em relação aos impactos provocados pela urbanização, Fragoso Jr. (2007) e Nobre *et al.* (2010) simularam cenários envolvendo melhorias no saneamento da bacia hidrográfica e estimaram as mudanças na contribuição de nutrientes e em matéria orgânica, respectivamente no estuário do rio Bacanga (São Luís, Maranhão) e na baía de Xiangshan Gang na China. O primeiro autor denominou sua abordagem como modelagem integrada e no segundo trabalho definiu-se a metodologia como modelagem de ecossistemas em múltiplas camadas.

Quanto às mudanças no uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e suas respectivas consequências sobre a dinâmica do fitoplâncton no corpo d'água, poucos estudos, abordaram

a questão de forma integrada, principalmente em bacias hidrográficas urbanas. Como exemplos em que a modelagem do escoamento superficial foi integrada à modelagem de um sistema lacustre, pode-se citar o trabalho de XU *et al.* (2007) somente para volumes de água escoados (abordagem quantitativa) e de Norton *et al.* (2012) para a dinâmica físico-química e do fitoplâncton (abordagem quali-quantitativa), ambos aplicados em regiões não urbanizadas.

A qualidade da água do escoamento superficial em meio urbano

A poluição presente no escoamento superficial tem como origem (1) a poluição atmosférica que é “lavada” sob a ação das chuvas, também conhecida por deposição atmosférica úmida e (2) a lavagem e erosão das superfícies urbanas. As fontes de poluição atmosférica podem ser naturais, no entanto, em regiões urbanizadas, predominam fontes antrópicas, com destaque para as emissões industriais, oriundas de atividades relacionadas ao transporte e à combustão de resíduos domésticos e industriais. Quanto à lavagem e erosão das superfícies, três mecanismos principais influenciam na quantidade de poluentes mobilizados: a acumulação de poluentes sobre a superfície, a quantidade de poluentes erodida sob o efeito das gotas d’água e do escoamento e o transporte do poluente até a rede de drenagem. Durante o transporte até a rede de drenagem, sedimentos e poluentes mobilizados pelo escoamento podem se aderir às superfícies adjacentes ou sedimentar-se e então, serem removidos do fluxo escoado principal. Ainda durante o transporte e também na rede pluvial, os poluentes podem ser transformados através de processos como a biodegradação e fotólise.

Em relação à modelagem da qualidade das águas do escoamento superficial, quatro abordagens principais são mais utilizadas: (1) modelos estáticos que utilizam uma concentração constante para cada poluente, por exemplo, a concentração média do evento chuvoso (Donigian et Huber, 1991); (2) modelos de regressão, onde a carga poluente é estimada em função de informações sobre a chuva, o escoamento superficial, a ocupação do solo, taxas de impermeabilização, temperatura do ar, entre outros (*e.g.* Mcleod *et al.*, 2006, Pagotto, 1999); (3) modelos estocásticos que visam à análise estatística dos dados referentes às cargas poluidoras de modo a determinar a poluição máxima possível de ser lançada no meio receptor em função de um período de retorno (Maestre et Pitt, 2005) e (4) os modelos determinísticos de cálculo das cargas poluidoras que combinam o módulo de transformação chuva-vazão e a simulação do escoamento nos canais com um módulo para simulação da poluição. De modo geral, o módulo de simulação das cargas poluidoras leva em consideração

a acumulação de poluentes sobre a superfície da bacia de drenagem durante o período seco e a lavagem dos poluentes depositados durante o período de chuvas.

Monitoramento do fitoplâncton em ecossistemas lacustres

As estações de monitoramento *in situ* permitem acompanhar continuamente e até mesmo em tempo real a evolução de parâmetros relevantes para a qualidade da água. O acompanhamento da dinâmica do fitoplâncton através de estações de monitoramento remoto é possível graças à existência de espectrofluorímetros cujo funcionamento é baseado na fluorescência da clorofila-a (chl-a) presente em todos os organismos fitoplanctônicos. Além da chl-a, diferentes pigmentos acessórios também estão presentes nas células fitoplanctônicas conferindo a essas uma tonalidade específica que tradicionalmente é adotada como critério de classificação taxonômica do fitoplâncton (Dau, 1998). A interação da chl-a e dos pigmentos acessórios presentes em cada grupo taxonômico resulta em um espectro de excitação específico desse grupo.

Este novo método de monitoramento do fitoplâncton já foi utilizado em diversos lagos e reservatórios, principalmente em regiões de clima temperado: no lago-reservatório Marne (França) para estudar a estrutura e a distribuição do fitoplâncton (Rolland *et al.*, 2010); no lago alpino Bourget (França) para acompanhar a dinâmica da cianobactéria *Planktothrix rubescens* (Leboulanger *et al.*, 2002); em cinco reservatórios na República Tcheca para determinar com precisão mudanças na comunidade fitoplanctônica ao longo da coluna d'água (Gregor *et al.*, 2005); e em ambiente marinho no Canal da Mancha, onde se monitorou a haptophyta *Phaeocystis globosa* (Houliez *et al.*, 2012).

Modelagem de sistemas lacustres

De acordo com Catherine (2009), a complexidade dos mecanismos envolvidos na determinação das proliferações de cianobactérias dificulta a previsão deste tipo de evento a partir de indicadores simples. Assim sendo, a utilização de modelos de predição da qualidade da água em ecossistemas lênticos eutrofizados tornou-se um método muito utilizado em todo o mundo. Uma das abordagens mais utilizadas são os modelos complexos determinísticos (Hamilton e Schladow, 1997) que integram modelos hidrodinâmicos com modelos ecológicos para simulação da qualidade da água. A utilização de modelos unidimensionais (1D) descrevendo as variações de acordo com o eixo vertical é bastante difundida. Porém, esta abordagem só é válida em lagos ou reservatórios onde as variações das condições

hidrodinâmicas são dominantes na direção vertical em detrimento da direção horizontal. Este tipo de modelo pode realizar simulações em diversas escalas de tempo: anuais, sazonais ou mesmo diárias (Gal *et al.*, 2009; Trolle *et al.*, 2010). Caso a condição unidimensional não possa ser verificada, os modelos 2D e 3D, igualmente integrando hidrodinâmica e bioquímica podem ser utilizados (Hillmer, 2008; Missaghi, 2010).

Metodologia

Locais de estudos

Lago Enghien-les-Bains

O lago Enghien-les-Bains é situado na cidade de mesmo nome, no departamento Val-d'Oise (Ile-de-France, França), a 11 km ao norte de Paris (Figura 3.1). Trata-se de um corpo d'água urbano, pouco profundo (profundidade média = 1,3 m), com uma superfície de 41,1 ha e um volume total de 534.000 m³ (SIARE, 2002). O lago Enghien desempenha um papel muito importante na gestão das águas pluviais de sua bacia hidrográfica, uma vez que durante eventos chuvosos ele pode estocar até 100.000 m³ de água. Além disso, o lago e suas redondezas sediam manifestações festivas, atividades náuticas e pesca, constituindo um espaço recreativo para os habitantes da cidade e um símbolo forte da cidade de Enghien-les-Bains.

A qualidade das águas do lago se encontra bastante deteriorada uma vez que, além de águas pluviais, ele também recebe esgoto, (aproximadamente 18% das vazões afluentes) proveniente de ligações clandestinas no sistema de drenagem (SIARE, 2002). Sendo assim, o lago é frequentemente atingido por proliferações de cianobactérias (em julho de 2009 a biomassa de cianobactéria atingiu 300 µg chl-a. L⁻¹), com predomínio da espécie *Planktothrix agardhii*, potencialmente produtora de microcistina (Silva, 2010).

Lagoa da Pampulha

A lagoa da Pampulha (197 ha, 9,9 x 10⁶ m³, profundidade média = 5,0 m) está situada no município de Belo Horizonte (Minas Gerais) e possui oito tributários diretos (Figura 3.6), sendo os córregos Ressaca e Sarandi os mais relevantes em termos de área de drenagem e de carga poluidora (Tôrrres *et al.*, 2007). Essa represa foi construída na década de 30 com o objetivo de fornecer água potável para o abastecimento da região norte da cidade. A partir dos anos 70, a intensificação da urbanização, a ocupação desordenada da bacia hidrográfica, a

instalação de grandes equipamentos urbanos (vias expressas, distritos industriais, a central de abastecimento CEASA) e a carência de infraestrutura de saneamento e de controle de erosão trouxeram vários problemas para a lagoa, a saber: perda de aproximadamente 50% de seu volume de armazenamento original (Resck, 2007), eutrofização de suas águas e consequente aumento na produção primária, proliferações de cianobactérias e crescimento excessivo de macrófitas (Figueredo e Giani, 2001).

Em 2003, uma estação de tratamento de águas fluviais – ETAF, foi implantada logo após a confluência dos córregos Ressaca e Sarandi com capacidade para tratar até 750 L.s^{-1} , o que corresponde à vazão média em período seco dos dois córregos mencionados anteriormente (Coutinho, 2007). A referida estação utiliza a técnica de flotação por ar difuso para remoção parcial do aporte de poluentes à lagoa da Pampulha. Atualmente, apesar do estado de degradação de suas águas, a lagoa da Pampulha ainda é um dos pontos turísticos e de referência cultural e arquitetônica mais importantes da cidade.

Materiais

Lago Enghien-les-Bains

Os dados necessários à modelagem térmica e da dinâmica fitoplanctônica no lago Enghien-les-Bains foram fornecidos por uma estação automática de monitoramento à distância em período anterior ao início dessa tese. As demais informações necessárias à modelagem deste sistema lacustre, tais quais a batimetria, as vazões afluentes e a concentração em nutrientes, foram obtidas através de estudos realizados anteriormente pelos gestores do lago (Marchandise, 2008; SIARE, 2004).

Lagoa da Pampulha

O monitoramento da lagoa da Pampulha e de seus afluentes foi realizado em parceria com a prefeitura municipal de Belo Horizonte (PBH) e com o laboratório de Ficologia do Instituto de Ciências Biológicas da UFMG. Além disso, esse monitoramento se insere no âmbito do projeto Manejo de Águas Pluviais 2 – MAPLU 2 (financiamento FINEP).

Monitoramento da bacia hidrográfica

Atualmente o monitoramento da bacia hidrográfica da lagoa da Pampulha restringe-se às bacias dos córregos Ressaca e Sarandi. A rede de monitoramento é composta por quatro estações fluviométricas automáticas para medição da precipitação e do nível d'água nos

córregos. Em outros locais, dentro ou próximos da bacia hidrográfica, operam três estações pluviométricas e uma estação meteorológica. Todos os dados são obtidos a cada 10 minutos e passaram a ser disponibilizados em tempo real pela PBH a partir de outubro de 2011.

O monitoramento da qualidade da água dos córregos Ressaca e Sarandi foi realizado bimestralmente ou mensalmente entre fevereiro de 2012 e janeiro de 2013. As seguintes variáveis foram analisadas: turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos suspensos, NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , NTK, PO_4^{3-} e P-total (APHA, 2012). Medidas de temperatura da água foram realizadas entre fevereiro e abril de 2013 utilizando-se um sensor de temperatura automático (Global Water, EUA) cuja frequência de obtenção de dados foi de 5 minutos. A partir dos dados registrados, calculou-se a temperatura média diária e procedeu-se a uma regressão linear simples com as médias diárias de temperatura do ar. Os resultados dessa regressão foram utilizados para estimar a temperatura média diária da água afluyente à lagoa a partir da temperatura média diária do ar.

Para monitorar o escoamento superficial durante um determinado evento chuvoso, um amostrador automático ISCO 3700 (Teledyne ISCO, EUA) dotado de um sensor de nível d'água (Liquid Level Actuator 16400, Global Water, EUA) e 24 frascos de 1L foi instalado logo após a confluência dos córregos, no mesmo ponto onde as coletas de água descritas no parágrafo acima foram realizadas. No total, seis eventos chuvosos foram amostrados entre fevereiro e maio de 2013.

Os dados referentes ao uso e ocupação do solo e às taxas de impermeabilização na bacia hidrográfica foram obtidos através de imagens de satélite de alta resolução (data das imagens: 12/02/2013), utilizando-se o software Google Earth (versão livre 7.1.1.1888). A partir de interpretação dessas imagens, procedeu-se à vetorização das classes de uso do solo existentes na região. Os dados obtidos foram tratados e analisados utilizando-se o software ArcGis (versão 10.1) para determinação das áreas associadas às classes propostas.

Monitoramento da lagoa

O monitoramento da lagoa foi realizado entre outubro de 2011 e junho de 2013 e consistiu em campanhas mensais para coleta de amostras e medição de parâmetros físico-químicos em uma região central da lagoa cuja profundidade máxima é de 10,0 m. Os parâmetros medidos *in situ* foram: temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica, obtidos a cada 0,50 m de profundidade com a sonda multiparâmetros YSI 556 (YSI, EUA), e a transparência da

água, medida com um disco de Secchi. Amostras coletadas a 0,50 m de profundidade foram analisadas em laboratório para determinação das concentrações de NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} e P-total segundo APHA (2012). A análise de chl-a foi realizada de acordo com Nusch (1980), a identificação e contagem dos organismos fitoplanctônicos seguiu o método proposto por Utermöhl (1958). Entre dezembro de 2012 e junho de 2013, amostras também foram coletadas entre 1,50 m e 8,0 m de profundidade.

De setembro a novembro de 2011 e de agosto a novembro de 2012, perfis verticais da biomassa fitoplanctônica total e específica às cianobactérias, clorófitas, criptófitas e diatomáceas foram medidos com a sonda bbe FluoroProbe (Moldaenke, Alemanha). Para avaliar o desempenho dessa sonda nesse lago tropical hipereutrófico, as medidas da sonda foram comparadas com os resultados da análise taxonômica e espectrofotométrica de determinação da clorofila-a. Além disso, realizou-se a calibração da sonda para as espécies de cianobactérias dominantes na Lagoa da Pampulha e procedeu-se a um teste de diluição de uma amostra coletada *in situ* para verificar o limite máximo de utilização da sonda.

Métodos

Os dados obtidos a partir do monitoramento foram utilizados para calibrar e validar o modelo de simulação da dinâmica das cianobactérias no lago Enghien-les-Bains e na lagoa da Pampulha. Os modelos Dynamic Reservoir Simulation Model (DYRESM) e Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model (CAEDYM) foram escolhidos para simular, respectivamente, os processos hidrodinâmicos e a dinâmica de cianobactérias em ambos os lagos. Por sua vez, os dados de monitoramento da bacia hidrográfica da lagoa da Pampulha estão sendo utilizados para calibrar e validar o modelo Storm Water Management Model (SWMM), um modelo determinístico de base física e semi-distribuído, concebido para reproduzir o comportamento de bacias hidrográficas urbanas. SWMM possibilita a simulação hidrológica de eventos chuvosos, assim como simulações contínuas e pode ser usado para simular a qualidade da água do escoamento superficial. Para a calibração do SWMM utilizou-se um procedimento automático, baseado em um algoritmo genético e no critério de Nash-Sutcliffe (Equação 7.5).

Modelagem acoplada – Lagoa da Pampulha

Após a calibração e validação do modelo hidrológico, a vazão escoada simulada foi inserida como dado de entrada no modelo do lago. Valores constantes baseados em dados de campo

foram adotados para as concentrações dos nutrientes nas vazões de entrada na lagoa. Em um segundo momento, a qualidade da água simulada no que se refere aos nutrientes (NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) e aos sólidos suspensos também foi utilizada como dado de entrada no modelo do lago (Figura 8.1). Este, por sua vez, foi utilizado para simular a dinâmica das cianobactérias na lagoa da Pampulha.

Resultados e discussão

Modelo do lago Enghien-les-Bains

A temperatura da água simulada pelo modelo mostrou uma boa correspondência com a temperatura observada durante os cinco períodos de simulação (Figura 6.7 e 6.8). Os valores médios obtidos para o RMSE normalizado e para o coeficiente de Pearson foram, respectivamente, 0,05 e 0,83 ($p < 0,0001$). O modelo reproduz com sucesso as tendências diárias de variação da temperatura e apenas entre 03 e 07 de agosto, a superestimação do modelo afetou a simulação da biomassa de cianobactérias. Essa, por sua vez foi razoavelmente bem representada por DYCD que capturou a evolução temporal da dinâmica da *P. agardhii* e apresentou boas ordens de grandeza para a biomassa simulada. Os valores médios do RMSE e do coeficiente de Pearson foram 0,25 e 0,62 ($p < 0,0001$).

DYCD é um modelo de uso bastante difundido na simulação da dinâmica dos sistemas lênticos a médio e longo prazo. Nesse estudo, ele mostrou-se também apto a reproduzir a dinâmica da cianobactéria *P. agardhii* em simulações de curto prazo. A subestimação dos picos de biomassa entre 07 e 11 de junho e 03 e 07 de julho está relacionada a uma indisponibilidade de nitrogênio resultante da falta de dados mais precisos relacionados às vazões afluentes. De fato, se dados sobre as vazões e cargas de nutrientes afluentes ao lago estivessem disponíveis durante o período de simulação, os resultados do modelo poderiam ser aperfeiçoados. No entanto, é muito raro dispor de um conjunto de dados que englobe todas as variáveis importantes para a dinâmica de um ecossistema, na resolução espacial e temporal adequada. Tanto para fins de pesquisa como para as práticas de gestão, o usuário de um modelo determinístico complexo é constantemente confrontado com restrições de ordem técnica e econômica que vão resultar em algum grau de indisponibilidade de dados. É papel do modelador tentar contornar a quantidade limitada de informações e definir com segurança os limites de utilização do seu modelo.

A biomassa de *P. agardhii* durante o período de simulação apresentou variações significativas em intervalos de tempo relativamente curtos: a biomassa aumentou em $181 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ em nove dias durante o período de calibração; ela passou de $243 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ em 03 de julho para $353 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ em 07 de julho e; em 26 dias, entre 10 de julho e 05 de agosto, a biomassa diminuiu em cerca de $280 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$. Graças ao monitoramento contínuo e de frequência elevada foi possível observar essas variações no crescimento de *P. agardhii*. Isso não poderia ter sido obtido através dos métodos tradicionais de monitoramento, cuja frequência mensal ou quinzenal inviabilizaria a observação de mudanças tão repentinas.

Lagoa da Pampulha

Modelo hidrológico

Os resultados das simulações hidrológicas para as vazões escoadas nas bacias dos córregos Ressaca e Sarandi são mostrados nas Figuras 7.5 a 7.8. Na simulação do córrego Ressaca, obtiveram-se os valores de 0,70 e 0,72 para o coeficiente de Nash-Sutcliffe, respectivamente nas fases de calibração e validação. O modelo apresentou desempenho ainda melhor para o córrego Sarandi, o coeficiente de Nash-Sutcliffe assumindo os valores 0,88 (calibração) e 0,78 (validação). A comparação dos hidrogramas das vazões simuladas e das vazões medidas mostra que o modelo é capaz de reproduzir muito bem os momentos de início e fim das cheias nos cursos d'água, assim como o tempo de pico.

Os resultados do modelo para a simulação da qualidade da água do escoamento superficial foram menos satisfatórios. Após três tentativas de calibração, apenas as simulações dos sólidos suspensos e do NH_4 apresentaram um desempenho aceitável (Figura 7.12 e 7.13). Essa dificuldade em modelar os fluxos de poluentes provenientes da bacia hidrográfica já foi verificada em estudos anteriores e também em outros modelos determinísticos (Dotto *et al.*, 2011; Petrucci et Bonhomme, submetido). Provavelmente outros processos também determinantes para a formação das cargas poluidoras no escoamento superficial não são levados em consideração pelos modelos atuais, por exemplo, a resuspensão dos sedimentos nos canais durante um evento chuvoso e o fato de que a influência da chuva na lavagem das superfícies e na remoção dos poluentes ocorre em etapas e não de modo contínuo (Liu *et al.*, 2013).

Apesar dos resultados inexpressivos, o monitoramento e a modelagem hidrológica evidenciaram que: (i) o escoamento superficial é fonte importante de sólidos em suspensão,

fósforo e nitrato para a lagoa da Pampulha e (ii) as concentrações em amônia são maiores nas vazões do período seco, provavelmente em razão do despejo de esgoto sem tratamento nos cursos d'água, e durante um evento chuvoso, ocorre o fenômeno de diluição.

Sonda espectrofluorimétrica

O teste de diluição mostrou que a partir de aproximadamente $100 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ a resposta da sonda FluoroProbe às diluições sucessivas não é mais linear (Figura 5.4). Além disso, observou-se uma forte subestimação das medidas da sonda em relação à análise espectrofotométrica, tanto nas amostras obtidas a partir das culturas em laboratório, quanto nas amostras coletadas *in situ* (Figura 5.6.a). Nesse último caso, a relação entre as medidas da sonda e os resultados espectrofotométricos é de 0,3 em média. Mesmo após a calibração da sonda para o método de determinação de chl-a utilizado nesse estudo e para as principais espécies de cianobactérias presentes na lagoa da Pampulha, as medidas da sonda *in situ* são inferiores aos resultados espectrofotométricos. Observou-se que essa subestimação é maior quando espécies de morfologia colonial representam mais de 20% da biomassa de cianobactérias (Figura 5.5). Quando grandes colônias de cianobactérias estão presentes, a luz emitida pela sonda não consegue excitar as células que se encontram no interior da colônia (Gregor *et al.*, 2005).

A calibração da sonda para as cianobactérias presentes na lagoa da Pampulha, mostrou que as espécies da ordem *Oscillatoriales*, *P. isothrix* e *Arthrospira sp.* emitem menos fluorescência por unidade de chl-a em relação às demais espécies (Figura 5.8). Dessa forma, a FluoroProbe com sua calibração original subestima a biomassa das cianobactérias quando essas espécies estão presentes.

Modelagem integrada da lagoa da Pampulha

Os resultados do modelo integrado em sua versão mais completa, onde as vazões e a qualidade da água simulada pelo SWMM foram introduzidas no DYCD, são mostrados nas Figuras 8.9 a 8.11. O modelo reproduz com boa precisão as tendências gerais de aumento e diminuição da biomassa do fitoplâncton durante o período de simulação. Em relação à magnitude da biomassa fitoplanctônica, o modelo forneceu valores mais coerentes com os dados observados do que a simulação anterior, onde as concentrações de nutrientes nas vazões de entrada são constantes.

O monitoramento da lagoa da Pampulha e os resultados obtidos com o modelo mostraram que a comunidade fitoplanctônica pode atingir altos valores de biomassa (até 570 $\mu\text{g chl-a.L}^{-1}$ em outubro de 2012) e sua distribuição vertical é caracterizada por uma concentração nos primeiros dois metros abaixo da superfície d'água. Em profundidades maiores, a ausência de luz (profundidade de Secchi média no período estudado = 0,37 m), em grande parte em razão do sombreamento causado pela própria biomassa algal, inibe o crescimento fitoplanctônico.

Em relação aos mecanismos que influenciam a dinâmica fitoplanctônica na lagoa da Pampulha, os resultados do modelo indicaram que, quando a produção de biomassa não é limitada pela baixa disponibilidade de luz (ou durante a noite ou em dias nublados), o fósforo torna-se o fator de limitante em 70% do tempo. Por ser um ambiente hipereutrófico situado em região tropical com temperaturas elevadas durante o ano todo, a lagoa da Pampulha fornece condições ideais para a proliferação de cianobactérias. De fato, em um monitoramento realizado entre 2010 e 2011 foi constatado que a dominância desse grupo fitoplanctônico perdura ao longo de todo ano (Lopes, 2013). Os resultados obtidos com o presente estudo mostraram que, durante o período chuvoso, as condições meteorológicas e de instabilidade da coluna d'água se tornam adversas ao desenvolvimento fitoplanctônico, podendo levar à ocorrência de reduções bruscas e significativas na biomassa fitoplanctônica. A entrada de grandes volumes de água em pequenos intervalos de tempo combinada com a queda da temperatura do ar promove a desestratificação da coluna d'água e a dispersão da biomassa algal, antes concentrada nas camadas superficiais, ao longo de toda a profundidade. Esse fenômeno ocorreu em dezembro de 2011, quando uma precipitação de 196 mm entre os dias 14 e 15 levou ao aumento do volume da lagoa de $11,25 \times 10^6 \text{ m}^3$ para $11,40 \times 10^6 \text{ m}^3$. Apesar do pequeno acréscimo no volume total da lagoa (cerca de 1%), a biomassa fitoplanctônica foi reduzida em aproximadamente 30 vezes de acordo com o modelo, entre os dias 14 ($200 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$) e 16 ($07 \mu\text{g chl-a.L}^{-1}$) de dezembro. No mesmo período, a diferença entre a temperatura na superfície e no fundo da coluna d'água passou de $9,9^\circ\text{C}$ para $0,1^\circ\text{C}$, indicando a desestratificação total da coluna d'água. O fenômeno da desestratificação seguido da diminuição da biomassa do fitoplâncton ocorreu de forma menos intensa em outros momentos ao longo do período de estudo, como por exemplo, em abril de 2013.

Em relação aos nutrientes, o modelo consegue fornecer boas ordens de grandeza para a amônia e o fosfato (Figuras 8.12 e 8.13) e superestima as concentrações de nitrato (Figura 8.14). Em relação à distribuição desses nutrientes na coluna d'água, observou-se que o nitrato concentra-se na superfície, onde as concentrações em oxigênio são elevadas devido às trocas

atmosféricas e à fotossíntese fitoplancônica. O fosfato e a amônia estão presentes em maiores concentrações somente a partir de 2,0 m de profundidade quando a concentração em oxigênio também decresce. Durante episódios de desestratificação da coluna d'água, ocorre a homogeneização da distribuição vertical dos nutrientes, de modo que, na superfície, as concentrações em fosfato e amônia aumentam e a concentração em nitrato diminui.

Conclusões e perspectivas

Em um lago urbano francês, cujo principal problema ambiental é a proliferação constante de cianobactérias potencialmente tóxicas, um monitoramento contínuo e *in situ* revelou que mudanças significativas na biomassa de cianobactérias podem ocorrer no intervalo de poucos dias. A modelagem desse mesmo sistema lântico, mostrou que dados de frequência elevada podem ser integrados aos modelos determinísticos já existentes e fornecer resultados satisfatórios para a representação da dinâmica de cianobactérias.

No ambiente tropical e hipereutrófico, uma metodologia aplicada para avaliar o uso de uma sonda espectrofluorimétrica no monitoramento do fitoplâncton mostrou que esse equipamento deve ser utilizado com precaução nesse tipo de ambiente aquático. Sem realizar a calibração da sonda para as espécies dominantes, é provável que a sonda subestime a biomassa de cianobactérias. Em relação à modelagem integrada, tanto o modelo hidrológico quanto o modelo do lago foram calibrados e validados com dados obtidos em campo o que assegura uma maior confiabilidade em seus resultados e em suas potenciais capacidades de extrapolação. O modelo hidrológico apresentou bom desempenho na simulação das vazões e resultados pouco satisfatórios na simulação dos nutrientes. Ainda assim, foi possível verificar a importância do escoamento superficial no aporte de nutrientes à lagoa da Pampulha e utilizar os resultados do modelo hidrológico para melhorar o desempenho do modelo do lago. Esse último, mostrou uma boa capacidade explicativa da dinâmica das cianobactérias em sua versão acoplada mais completa e evidenciou o impacto da desestratificação térmica da lagoa durante eventos chuvosos na dinâmica das cianobactérias.

O trabalho realizado na lagoa da Pampulha possibilitou um avanço no estudo integrado de aspectos quantitativos e qualitativos do ciclo hidrológico em meio urbano e forneceu uma ferramenta que pode ser utilizada na simulação de cenários que representem mudanças na bacia hidrográfica e seus respectivos impactos sobre a lagoa. A metodologia desenvolvida nessa tese pode ser aplicada em outros ambientes lacustres, aproveitando-se dos conhecimentos já adquiridos sobre a lagoa da Pampulha.